

TIINA VAITTINEN

Meriläjityksen fysikaaliset vaikutukset Haminassa ja Naantalissa



Tiina Vaittinen

Meriläjityksen fysikaaliset vaikutukset Haminassa ja Naantalissa

Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 21/2014

Liikennevirasto

Helsinki 2014

Kannen kuva: Tiina Vaittinen

Verkkojulkaisu pdf (www.liikennevirasto.fi)

ISSN-L 1798-6656

ISSN 1798-6664

ISBN 978-952-255-449-9

Liikennevirasto

PL 33

00521 HELSINKI

Puhelin 029 534 3000

Tiina Vaittinen: Meriläjätyksen fysikaaliset vaikutukset Haminassa ja Naantalissa. Liikennevirasto, infra- ja ympäristöosasto. Helsinki 2014. Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 21/2014. 78 sivua ja 3 liitettä. ISSN-L 1798-6656, ISSN 1798-6664, ISBN 978-952-255-449-9.

Avainsanat: Itämeri, meriläjäytys, ruoppausmassat, sedimentaatio, resuspensio

Tiivistelmä

Merenpohjan ruoppaus on usein vesiväylien ja satamien kunnossapidon edellytys Suomen rannikolla. Syntyvät ruoppausmassat on läjitettävä, mikä voi aiheuttaa ympäristöhaittoja. Meriläjätyksen vaikutukset ovat yleensä selvästi havaittavissa läjityksen aikana. Pidempiaikaisista vaikutuksista on vähemmän tutkimustietoa, sillä merenpohjassa olevat massat ovat hankalasti havainnoitavissa ja läjitystöiden vaikutuksia on vaikea erottaa taustaosuhteista sekä muista merialueella tapahtuneista muutoksista.

Työn tavoitteena oli tuottaa tutkimustietoa, joka auttaa meriläjäytysten vaikutusten arvioimisessa ja läjityshankkeiden reunaehtojen määrittelyssä. Tutkimus keskittyy kahteen pehmeiden ruoppausmassojen läjitysalueeseen, jotka sijaitsevat Naantalissa ja Haminassa. Naantalin tutkimusalue sijaitsee aivan mantereeseen ja vilkkaasti liikennöidyn sataman tuntumassa. Haminan kohde on virtausolosuhteiltaan huomattavasti rauhallisemmalla alueella harvassa saaristossa. Meriläjätyksen vaikutuksia tarkasteltiin kolme vuotta läjitysten päättymisestä. Erityisesti keskityttiin siihen, kuinka hyvin läjitetyt massat ovat pysyneet läjitysalueilla.

Kummaltakin tutkimuskohteelta otettiin pintasedimenttinäytteet. Niissä havaittujen sedimentaation merkkien avulla pyrittiin ottamaan kantaa läjitysmassojen paikallaan pysyvyyteen. Massojen käyttäytymistä arvioitiin myös tutkimalla kolmen vuoden aikana alueilla tapahtuneita topografian muutoksia. Lisäksi työssä tarkasteltiin tarkkailuraporttien ja aikaisempien tutkimusten perusteella läjityshankkeiden havaittuja ympäristövaikutuksia ja niihin vaikuttavia tekijöitä Itämeren olosuhteissa.

Tulosten perusteella Haminan kohde on erinomainen läjitysalue, jolla läjitysmassat ovat asettuneet osaksi merenpohjaa. Läjitetty sedimentti on myös fysikaalisesti selvästi parempilaatuista kuin alueen alkuperäinen hapeton pintasedimentti. Läjityksellä on saatu eristettyä runsaasti happea kuluttava alkuperäinen mätäliejukerros alusvedestä. Myös Naantalin läjitysalueella massat vaikuttaisivat suhteellisen hyvin stabiloituneilta, mutta tulos ei ole yhtä selvä kuin Haminassa. Tämä johtuu pitkälti läjitysalueella vaikuttavista voimakkaista potkurivirtauksista. Lisäksi läjitetyn sedimentin karakterisointi oli Naantalin kohteella suhteellisen vaikeaa, koska läjitetty ja alkuperäinen sedimentti olivat fysikaalisilta ominaisuuksiltaan hyvin samankaltaiset.

Pintasedimenttinäytteenotto ja yksinkertainen fysikaalinen karakterisointi osoittautui hyväksi menetelmäksi selvittää läjitysmassojen asettumista. Mahdollisia sedimentaation merkkejä etsittäessä on näytteiden ylin pintakerros erityisen tärkeä. Myös syvyysaineistot soveltuvat läjitysalueiden seurantaan, tosin yksistään niiden perusteella on hankala ottaa kantaa topografian muutosten syihin.

Tiina Vaittinen: De fysikaliska konsekvenserna av deponering av muddermassor i havet i Fredrikshamn och Nådendal. Trafikverket, infrastruktur och miljö. Helsingfors 2014. Trafikverkets undersökningar och utredningar 21/2014. 78 sidor och 3 bilagor. ISSN-L 1798-6656, ISSN 1798-6664, ISBN 978-952-255-449-9.

Sammandrag

Muddring av havsbotten är ofta en förutsättning för att hålla farleder och hamnar i skick vid den finländska kusten. Det här leder till ett behov av att transportera och deponera muddermassor, vilket kan förorsaka miljöolägenheter. Konsekvenser av havsdeponering kan i allmänhet tydligt observeras under deponeringen. Det finns mindre forskningsdata om långvariga konsekvenser, eftersom de massor som finns på havsbotten är svåra att observera och det är svårt att urskilja konsekvenserna av deponiarbeten från bakgrundsförhållanden och andra ändringar som sker i havsområdet.

Målet med arbetet är att producera forskningsdata, som bidrar till att utvärdera konsekvenserna av havsdeponering och till att fastställa randvillkoren för deponiprojekt. Undersökningen fokuserar på två områden för deponering av mjuka muddermassor. Områdena finns i Nådendal och Fredrikshamn. Undersökningsområdet i Nådendal finns alldeles intill fastlandet och i närheten av en livligt trafikerad hamn. Objektet i Fredrikshamn finns med avseende på strömningsförhållandena på en mycket lugnare plats i en gles skärgård. Konsekvenserna av havsdeponeringen undersöktes i tre år efter det att deponeringen avslutats. Särskild fokus lades på hur väl de deponerade massorna hållits kvar på deponiområdena.

Vid båda undersökningsobjekten togs ytsedimentprov. Utgående från de tecken på sedimentation som observerats vid dessa försökte man ta ställning till om muddringsmassorna hålls på plats. Massornas beteende utvärderades också genom att man under tre år undersökte de topografiska ändringar som skett i områdena. Vidare granskades i arbetet utifrån övervakningsrapporter och tidigare undersökningar de observerade miljökonsekvenserna av deponeringsprojekt och faktorer som inverkar på dem i Östersjöförhållanden.

Utgående från resultaten är objektet i Fredrikshamn ett utmärkt deponeringsområde, där deponeringsmassorna har blivit en del av havsbotten. Det deponerade sedimentet är också fysikaliskt av klart bättre kvalitet än det ursprungliga syrefria ytsedimentet i området. Med deponeringen har man lyckats isolera det ursprungliga gyttjeskiktet som förbrukade rikligt med syre från bottenvattenskiktet. Också på deponiområdet i Nådendal verkade massorna vara relativt väl stabiliserade, men resultatet är inte lika tydligt som i Fredrikshamn. Det här beror i stor utsträckning på de kraftiga propellerströmmar som verkar i deponeringsområdet. Dessutom var det relativt svårt att karaktärisera det deponerade sedimentet i objektet i Nådendal, eftersom det deponerade och det ursprungliga sedimentet till sina fysikaliska egenskaper var mycket likartade.

Tagning av ytsedimentprov och en enkel fysikalisk karakterisering visade sig vara en bra metod för klarlägga hur deponimassorna har lagt sig. Vid sökning av tecken på en eventuell sedimentation är proven från det översta bottenskiktet särskilt viktiga. Också djupmaterial lämpar sig för uppföljning av deponiområden, men endast på basis av dem är det svårt att ta ställning till orsaker i topografiska ändringar.

Tiina Vaittinen: The physical influences of the sea disposal in Hamina and Naantali. Finnish Transport Agency, Infrastructure and Environment. Helsinki 2014. Research reports of the Finnish Transport Agency 21/2014. 78 pages and 3 appendices. ISSN-L 1798-6656, ISSN 1798-6664, ISBN 978-952-255-449-9.

Summary

Dredging of the seafloor is often a prerequisite for keeping seaways and harbours operational in the coastal area of Finland. This leads to a need to transport and dispose of the dredged material, which in turn creates environmental concerns. The influences of sea disposal can usually be clearly observed during the process. There has not been as much research on the long term effects, due to difficulties in observing material at the bottom of the sea and in separating the effects of sea disposal from background conditions and other changes that might have taken place in the area.

The objective of this study is to gather research data to help in assessing the effects of sea disposal and defining the preconditions for environmentally sustainable disposal projects. The research focuses on two disposal sites for soft dredged material, located in Naantali and Hamina. The site in Naantali is very close to the mainland and a busy harbour, with heavy sea traffic. The site in Hamina is in a location with markedly calmer current conditions, within a scarce archipelago. The effects of the sea disposal were examined three years after the disposal operation. Special attention was paid to how well the disposed material had remained at the disposal sites.

Surface sediment samples were taken from both study areas. Based on sedimentation signals observed in these samples, the study aims to determine how well the disposed material had remained in place. The movements of the material were also assessed by observing the topographical changes that had taken place at the sites over three years. The study additionally utilizes monitoring reports and previous research to assess the identified effects on the environment and the factors that influence them in the context of the Baltic Sea area.

According to the results, the disposal site at Hamina is an exemplary one, because the disposed material has settled and become part of the existing seafloor. The material is also physically of a superior quality to the original surface sediment, which suffered from oxygen depletion. Sea disposal has managed to isolate the original, heavily oxygen consuming layer of sulphide mud from the bottom water. At the Naantali site, the disposed material appears to have stabilized rather well, but the result is not as obvious as at Hamina. This is largely due to the strong slipstreams in the area causing resuspension of the surface mud. Furthermore, characterization of the disposed material was relatively difficult at the Naantali site due to the strong physical resemblance between original and disposed sediment.

Surface sediment samples and basic physical characterization proved to be a useful method in researching the settling of disposed material. When looking for possible signs of sedimentation, the topmost surface layer of samples is especially important. Depth data can also be used in monitoring disposal sites, although based on depth data alone it is difficult to draw conclusions on the reasons for changes in topography.

Esipuhe

Tämä työ on Tiina Vaittisen pro gradu -tutkielma Helsingin yliopiston geotieteiden ja maantieteen laitokselle. Työ oli Liikenneviraston T&K-hanke ja se toteutettiin projektityönä Sito Oy:ssä.

Työtä ovat ohjanneet professori Veli-Pekka Salonen Helsingin yliopistolta, Merilin Pienimäki Sito Oy:stä sekä Liikennevirastosta Anne-Mari Haakana, Olli Holm, Simo Kerkelä, Susanna Koivujärvi ja Esa Sirkiä.

Helsingissä toukokuussa 2014

Liikennevirasto

Sisältö

1	JOHDANTO	9
1.1	Tutkimuksen tausta	9
1.2	Tutkimuksen tavoitteet ja toteutus	10
2	ITÄMEREN SEDIMENTAATIO-OLOT	11
2.1	Itämeren erityispiirteet	11
2.2	Itämeren virtaukset	15
2.3	Itämeren sedimentologia	17
2.4	Kiintoaineksen kulkeutumisdynamiikka	22
3	RUOPPAUSMASSOJEN MERILÄJITYS SUOMESSA	24
3.1	Ruoppaustekniikat	24
3.2	Läjitystekniikat	28
3.3	Puhtaiden massojen meriläjityksen vaikutukset	29
3.3.1	Veden kiintoainekuorma ja sameus	29
3.3.2	Kalasto ja kalatalous	32
3.3.3	Vesikasvillisuus ja pohjaeläimistö	32
3.4	Lainsäädäntö Suomessa	34
4	TUTKIMUSALUEET	36
4.1	Haminan Uolionselkä	36
4.1.1	Sijainti ja kuvaus	36
4.1.2	Alueen geologia ja hydrografia	37
4.1.3	Läjityshistoria	38
4.2	Naantalin väylän sisin läjitysalue	39
4.2.1	Sijainti ja kuvaus	39
4.2.2	Alueen geologia ja hydrografia	40
4.2.3	Läjityshistoria	41
5	AINEISTO	43
5.1	Sedimenttinäytteet	43
5.1.1	Haminan Uolionselkä	44
5.1.2	Naantalin väylän sisin läjitysalue	46
5.2	Tutkimusalueiden syvyysaineisto	48
6	TUTKIMUSMENETELMÄT	50
6.1	Näytteiden stratigrafian ja fysikaalisten ominaisuuksien määrittäminen	50
6.1.1	Stratigrafian kuvaus	50
6.1.2	Vesipitoisuus	50
6.1.3	Orgaanisen aineksen pitoisuus	51
6.1.4	Magneettinen susceptibiliteetti	52
6.2	Syvyysaineistojen analysointi	53
7	TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU	54
7.1	Läjitysalueiden topografian muutokset	54
7.1.1	Haminan Uolionselkä	54
7.1.2	Naantalin väylän sisin läjitysalue	55

7.1.3	Virhelähteitä.....	56
7.2	Sedimenttinäytteiden stratigrafia ja läjitysmassan stabiloituminen	57
7.2.1	Haminan Uolionselän läjitysalue	57
7.2.2	Naantalin väylän sisin läjitysalue	61
7.2.3	Virhelähteitä.....	67
7.3	Huonokuntoisen pohjasedimentin peitto Haminassa.....	67
8	JOHTOPÄÄTÖKSET.....	69
	KIRJALLISUUSLUETTELO	71

LIITTEET

Liite 1	Valokuvat Haminan sedimenttinäytteistä
Liite 2	Valokuvat Naantalin sedimenttinäytteistä
Liite 3	Sedimenttinäytepisteiden koordinaatit

1 Johdanto

1.1 Tutkimuksen tausta

Vesiväylien kunnossapidon ja muun vesirakentamisen yhteydessä tehtävät ruoppaus- ja läjitystyöt vaikuttavat vesiympäristöön. Tyypillistä on muun muassa veden voimakas väliaikainen ja paikallinen samentuminen. Vesiväylien ja satama-alueiden ruoppaustarpeen aiheuttavat muun muassa veden kuljettaman kiintoaineksen sedimentaatio, laivakoon kasvu ja maankohoaminen erityisesti Pohjanlahdella. Meri-alueiden ruoppaushankkeissa meriläjitys on laajalti käytetty massojen sijoitustapa, vaikka ruopatut massat pyritäänkin ensisijaisesti hyödyntämään esimerkiksi satamarakenteissa. Massojen hyötykäyttö ei ole kuitenkaan aina mahdollista muun muassa ruoppausmassojen heikkojen geoteknisten ominaisuuksien takia. Muut vaihtoehtoiset sijoitustavat ovat tyypillisesti meriläjitystä huomattavasti kalliimpia. Laajoissa hankkeissa läjitettävän massan määrä on hyvin suuri ja vesipitoisuus korkea, minkä seurauksena pitkät siirtomatkat ovat taloudellisesti kannattamattomia ja käsittelykustannukset korkeita. Tästä johtuen läjityspaikka pyritään löytämään mahdollisimman läheltä ruoppausaluetta.

Meriläjityksen vaikutukset ovat yleensä helposti havaittavissa läjityksen aikana. Pidempiaikaisten vaikutusten todentaminen on selvästi vaikeampaa, sillä merenpohjassa olevat massat ovat hankalasti havainnoitavissa. Läjityksen jälkeinen ympäristöseuranta painottuu pitkälti kalaston tarkkailuun, muista pitkäaikaisvaikutuksista on vähemmän tutkimustietoa. Läjityksen vaikutukset riippuvat monista tekijöistä, kuten läjitetyn sedimentin fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista, sedimentin määrästä, käytetystä ruoppausmenetelmästä sekä läjitysalueen olosuhteista, kuten syvyydestä, pohjan topografiasta ja virtauksista. Lisäksi läjitysalueiden läheisyydessä suoritetaan usein myös muita vesirakennustöitä, joten yksinomaan läjityksen vaikutukset ovat hankalasti erotettavissa merialueella tapahtuneista muutoksista.

Aikaisemmin meriläjitysmassojen paikallaan pysyvyyttä on tutkittu erityisesti Pohjois-Airiston merialueella (mm. Korkka 1995, Kuulusa 1999 ja Jumppanen 2000). Alueella olevaa Kuuva vanhaa läjitysaluetta on tutkittu runsaasti ja sen havaittiin kuormittavan ympäristöä merkittävästi niin ravinteiden kuin raskasmetallienkin suhteen. Kyseinen läjitysalue ei olekaan enää käytössä eikä nykysäädösten mukainen. Lisäksi Virtanen (1993) on tutkinut Helsingin itäpuolella olevan Mustakuvun läjitysalueen vaikutuksia merenpohjan oloihin. Muilta Suomen rannikon läjitysalueilta on saatavissa lähinnä vain velvoitetarkkailuun liittyvää tutkimusaineistoa.

Meriläjityksiä koskeva tutkimustieto on tarpeen, jotta meriläjityshankkeet voitaisiin toteuttaa mahdollisimman järkevästi ja ympäristönäkökohdat huomioiden. Uusia käyttökelpoisia läjitysalueita tarvitaan, sillä ruoppaus on meriväylien ylläpidon edellytys. Esimerkiksi Helsingin edustalla on Taulukarin läjitysalueen täyttyessä tarve uudelle meriläjitysalueelle (Helsingin Satama 2012). Merikuljetusten määrän on arvioitu Suomessa kasvavan edelleen noin kahden prosentin vuosivauhdilla ainakin vuoteen 2020 asti (Suomen Satamaliitto 2009). Samanaikaisesti alusten koko, syväys ja leveys kasvavat, mikä aiheuttaa painetta väylien ja satama-altaiden syventämiseen

ja laajentamiseen. Ruoppausta tarvitaan säännöllisesti myös väylien ja satamaltaiden kulkusyvyyksien ylläpitämiseen erityisesti jokisuistojen läheisyydessä.

1.2 Tutkimuksen tavoitteet ja toteutus

Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää meriläjäytysten fysikaalisia vaikutuksia vesiympäristöön läjitystoiminnan päättymisen jälkeen. Tavoitteena on tuottaa tietoa, jota voidaan hyödyntää meriläjäytysten vaikutusarviointien laadinnassa ja perustelemissä sekä meriläjäytysten reunaehtoja määriteltäessä. Tutkimuksessa tarkastellaan erityisesti sitä, pysyykö läjitetty materiaali paikallaan läjityksen päätyttyä. Kuten sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeessa (Ympäristöministeriö 2004) todetaan, on läjitysalueelta erodoituvan kiintoaineksen määrällä ja kulkeutumisella keskeinen rooli läjityksen ympäristövaikutuksia tarkasteltaessa.

Tutkimus koskee puhtaita pehmeitä läjitysmassoja. Puhtaalla tarkoitetaan haitta-aineepitoisuuksiltaan Ympäristöministeriön ruoppaus ja läjitysohjeen (2004) tason 1 alittavia massoja. Tutkimuskohteina ovat Haminan Uolionselän läjitysalue ja Naantalin väylän sisin läjitysalue. Molemmat ovat Suomen etelärannikolla sijaitsevia kertaläjäitysalueita, joilla läjitystoiminta on päättynyt. Näillä kohteilla läjitysmassojen asettumista tarkastellaan noin kolme vuotta läjitystoiminnan päättymisen jälkeen. Tutkimushypoteesina on, että muutamien vuosien kuluessa läjitetty massa alkaa kyseisillä alueilla käyttäytyä normaalin merenpohjan tavoin.

Kummaltakin tutkimuskohteelta on otettu sarja pintasedimenttinäytteitä, joista saatujen analyysitulosten perusteella pyritään ottamaan kantaa läjitettyjen massojen paikallaan pysyvyyteen. Massojen käyttäytymistä arvioidaan myös syvyysaineistojen avulla. Liikennevirasto on teettänyt molemmilla kohteilla akustisen syvyysluotauksen kesällä 2013 tähän tutkimukseen liittyen. Luotauksissa saatuja syvyysaineistoja verrataan muutaman vuoden takaisiin vastaaviin aineistoihin. Tutkimusaineistoon kuuluvat myös alueilla aiemmin tehdyt tutkimukset (mm. Niinimäki ja Vatanen 2006, Vatanen 2010a ja Lindfors 2012).

Työssä on myös pyritty läjityshankkeiden tarkkailuraportteja ja aikaisempia tutkimuksia hyödyntämällä selvittämään, minkälaisia ympäristövaikutuksia viime vuosien aikana Suomessa toteutetuilla meriläjäityshankkeilla on havaittu olevan. Tarkasteltavia läjityshankkeita rajattaessa on pyritty valitsemaan kaikkein merkittävimmät viimeaikaiset läjityshankkeet, joista on saatavissa tutkimuksen kannalta riittävän kattavat tarkkailuaineistot. Läjityshankkeiden merkittävyyttä on arvioitu erityisesti läjitetyn massan tilavuuden mukaan ja tarkasteluun on otettu hankkeet, joissa läjitysmassan tilavuus on yli 200 000 m³. Lisäksi työn alussa on tarkasteltu erilaisia läjitetyn sedimentin kulkeutumiseen vaikuttavia tekijöitä ja lainalaisuuksia. Tarkastelu keskittyy Itämeren olosuhteisiin merialueen omaleimaisuuden takia. Samalla on käyty läpi läjitystoimintaa Suomessa ohjaavaa lainsäädäntöä.

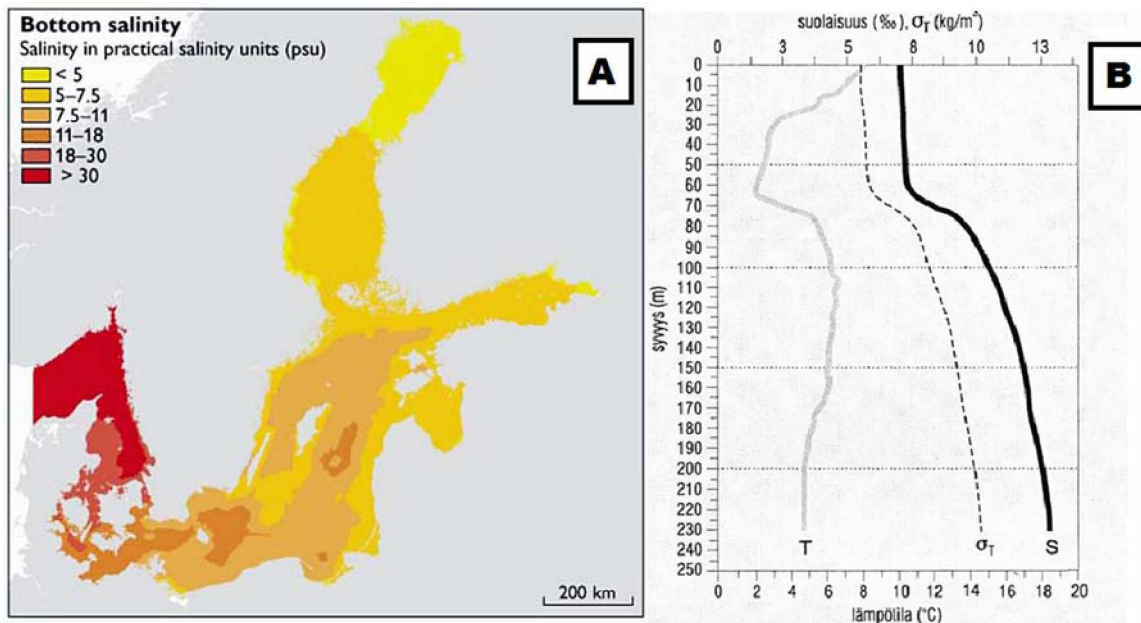
2 Itämeren sedimentaatio-olot

2.1 Itämeren erityispiirteet

Itämeri on varsin matala sisämeri, jonka keskisyvyys on vain noin 54 metriä, kun taas esimerkiksi Välimeren keskisyvyys on 1 450 metriä (Raateoja et al. 2008). Itämeri on pinta-alaltaan maailman suurin ja vesitilavuudeltaan maailman toiseksi suurin murtovesiallas, Mustameren ollessa suurin. Pinta-alaltaan Itämeri on suunnilleen 392 000 km² ja vesitilavuudeltaan 21 000 km³. Valuma-alueen laajuus puolestaan on yli 1 700 000 km², joten se on lähes viisinkertainen merialueen pinta-alaan nähden (Myrberg et al. 2006).

Valuma-alue ulottuu neljäntoista eri valtion alueelle ja alueella on paljon intensiivistä maataloutta ja raskasta teollisuutta (HELCOM 2011). Se on myös tiheään asuttu ja alueen väestömäärän arvioidaan olevan suunnilleen 85 000 000. Lisäksi Itämeri on yksi maailman vilkkaimmin liikennöidyistä merialueista (Kotilainen et al. 2012). Valuma-alueen suhteellisesta suuruudesta johtuen Itämeri on herkkä saasteille ja kuormitukselle. Ongelmaa pahentaa se, että Itämeren vesi vaihtuu hyvin hitaasti, sillä se on yhteydessä Atlantin valtameriin vain kapeiden ja matalien Tanskan salmien kautta. Koko vesimassan vaihtuminen kestää suunnilleen 50 vuotta (Myrberg et al. 2006). Kansainvälinen Merenkulkujärjestö IMO onkin luokitellut Itämeren erityisen herkäksi merialueeksi (PSSA – Particularly Sensitive Sea Area).

Itämeren vesi on vähäsuolaista murtovettä, jolle on ominaista suolagradientti sekä syvyysuunnassa että vaakasuunnassa (Kuva 1). Toisin sanoen veden suolapitoisuus kasvaa sekä syvemmälle mentäessä että siirryttäessä Itämeren pohjois- ja itäosista lounaaseen kohti Tanskansalmia. Jokisuistoissa, kuten Kemijoen suulla Perämerellä, vesi on lähes makeaa (Raateoja et al. 2008).



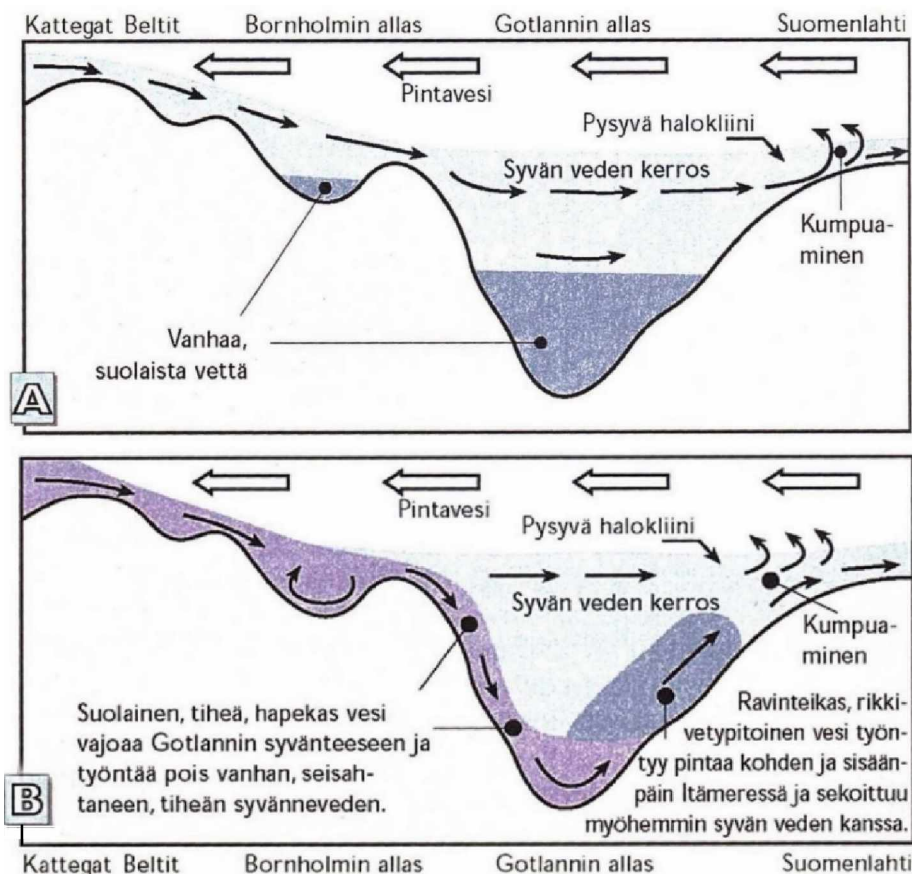
Kuva 1. A: Itämeren suolagradientti (Al-Hamdani ja Reker 2007). B: Veden kerrostuneisuus lämpötilan (T), tiheyden (σ_T) ja suolapitoisuuden (S) mukaan (Myrberg et al. 2006). σ_T = tiheys – 1000 kg/m³. Kuva esittää Gotlannin altaan tilannetta vuoden 2003 keväällä.

Itämeren yksi tärkeimmistä erityispiirteistä on veden voimakas kerrostuneisuus sekä suolaisuuden että lämpötilan mukaan (Kuva 1). Suolaisuuden harppauskerros eli halokliini esiintyy yleensä 50–80 metrin syvyydessä. Koska veden tiheys riippuu suolaisuudesta, halokliini on myös tiheyden harppauskerros eli pyknokliini (Myrberg et al. 2006). Halokliinin yläpuolinen kevyempi vesi ei juurikaan pääse sekoittumaan alemman raskaamman veden kanssa. Tämän takia pintaveden happi ei pääse siirtymään syvempiin vesikerroksiin. Lämpötilan harppauskerros eli termokliini puolestaan erottaa lämpimämmän pintaveden syvemmistä vesikerroksista. Lämpötila voi laskea termokliinissa jopa 10 °C muutaman metrin matkalla. Lämpötilakerrostuneisuus on voimakkaimmillaan kesällä. Kesän edetessä termokliini siirtyy syvemmälle ja elokuun lopulla se esiintyy noin 15–20 metrin syvyydessä (Raateoja et al. 2008).

Itämeren vesimäärä vaihtelee vuosittain. Vedenpinnan korkeuden vuotuiset keskiarvot vaihtelevat yleensä kymmenisen senttimetriä pitkän aikavälin keskiarvojen molemmiin puolin. Kaksi kolmasosaa Itämeren altaaseen tulevasta vedestä on makeaa jokien tuomaa vettä ja kolmannes suolaista Tanskan salmien kautta Atlantilta virtaavaa valtamerivettä (Myrberg et al. 2006). Mälkki ja Perttilä (2009) arvioivat, että Atlantilta virtaa Itämereen noin 70 prosenttia vähemmän vettä (sisäänvirtaama) kuin Itämereltä Atlantille (ulosvirtaama). Noin 40 prosenttia Itämereen tulevasta jokivirtaamasta laskee Pohjanlahteen ja 24 prosenttia Suomenlahteen. Karkeasti ottaen haihdunta kumoaa Itämereen tulevan suoran sadannan (Myrberg et al. 2006).

Yksittäistä sisäänvirtausta, joka tuo Itämereen runsaasti suolaista ja hapekasta Atlantin vettä, kutsutaan suolapulssiksi (Kuva 2). Voimakkaat suolapulssit ovat kestoltaan tyypillisesti yli kahden viikon mittaisia ja niiden mukanaan tuoman veden suolapitoisuus on yli 18 promillea. Voimakkaan suolapulssin synty edellyttää, että Itämeren pinta on riittävän alhaalla. Tällainen tilanne syntyy tyypillisesti silloin, kun pitkään jatkunut idänpuoleinen tuuli on aiheuttanut riittävän suuren ulosvirtaaman. Lisäksi Itämereen vettä työntävän länsituulen tulee olla riittävän pitkään vallitseva,

jotta Kattegatin vesi pääsee Tanskan salmien itäpuolelle. Nämä olosuhteet esiintyvät todennäköisimmin syksyllä ja talvella, jolloin tuulet ja niiden myötä myös vedenkorkeuden vaihtelut ovat voimakkaimmillaan (Mälkki ja Perttilä 2009).



Kuva 2. Itämeren syvänteiden veden vaihtuminen suolapulssien seurauksena (Myrberg et al. 2006). Kuvassa A näkyy normaalitilanne, jossa syvänteiden vesi ei vaihdu veden kerrostuneisuuden takia. Kuvassa B näkyy syvänteiden veden vaihtuminen voimakkaan suolapulssin seurauksena. Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Viime vuosina suolapulssit ovat harvinaistuneet (Raateoja et al. 2008, Zillén et al. 2008). Vielä 1950-luvulla suolapulssseja esiintyi useita kertoja vuosikymmenessä, kun taas vuosien 1976 ja 1993 välillä ei tullut ainuttakaan voimakkaaksi luokiteltua suolapulssia. Nykyisin suolapulssien esiintymisväli on noin 10–15 vuotta. Syy suolapulssien harventumiseen on epäselvä, yksi mahdollinen aiheuttaja on ilmastonmuutos (HELCOM 2007a).

Suolapulssien välisiä jaksoja kutsutaan stagnaatiovaiheiksi. Stagnaatiovaiheiden aikana merenpohjan hapettomat eli anoksiset alueet yleistyvät. Pohjaeläimistö katoaa hapettomilta pohjilta. Hapettomuuden aiheuttama sulfaatin pelkistyminen johtaa alusveden rikkivetytypitoisuuden (H_2S) kasvuun (Kuparinen ja Tuominen 2001). Hapen vähetessä pohjasedimentteihin sitoutuneet ravinteet vapautuvat veteen ja lisäävät perustuotantoa aiheuttaen vesistön rehevöitymistä. Lisääntynyt perustuotanto lisää pohjaan vajoavan kuolleen orgaanisen aineksen määrä, jonka

hajoaminen kuluttaa pohjan happivaroja. Seurauksena ravinteita vapautuu entistä enemmän. Näin syntyvä sisäinen kuormitus on merkittävä rehevöitymisen aiheuttaja erityisesti matalilla rannikkoalueilla. Bonsdorffin et al. (2003) mukaan täysin hapettomia pohja-alueita oli Itämeressä noin 100 000 km² vuonna 2002.

Yksi Itämeren erityispiirteistä on talvinen jääpeite. Jääpeite voi ulottua jopa koko altaan alueelle aina Tanskan salmiin asti (Myrberg et al. 2006). Jääpeite estää aallokkoa sekoittamasta vettä. Jääpeite myös rajoittaa lämmön ja hapen siirtymistä ilmakehän ja vesimassan välillä. Keskimäärin jääpeite kestää Suomenlahden rannikolla kolmesta ja puolesta neljään ja puoleen kuukautta, Saaristomeren rannikolla neljä kuukautta ja Merenkurkussa kolmesta vajaaseen neljään kuukautta (Seinä 2012).

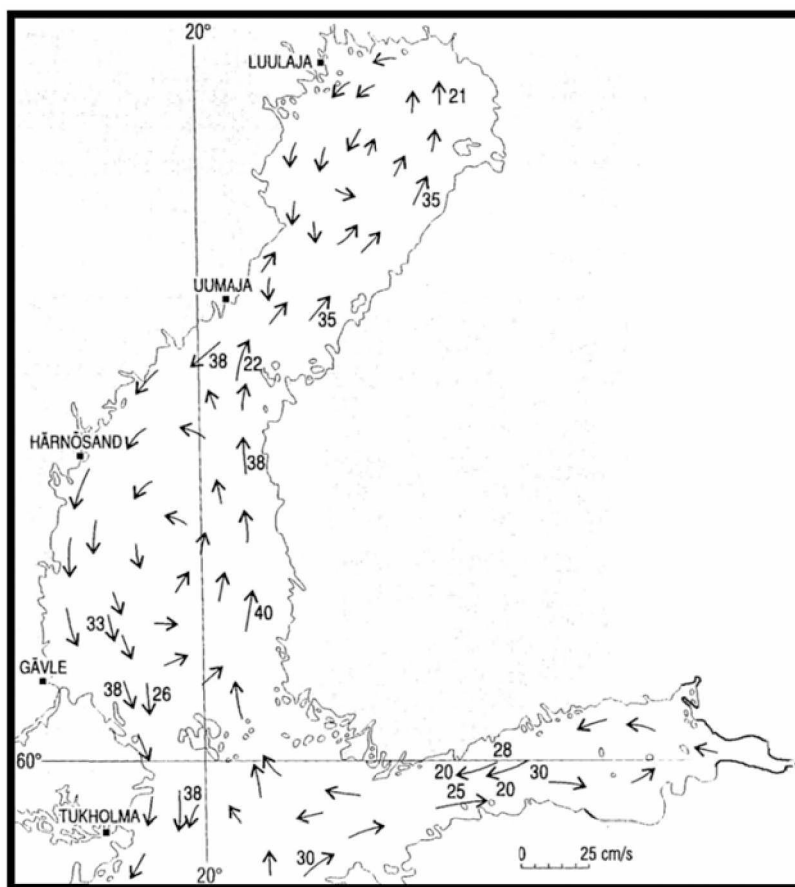
Etelä-Itämeri ja Pohjois-Itämeri ovat pohjanmuodoiltaan varsin erilaiset. Eteläistä Itämerta luonnehtivat suhteellisen tasaiset pohjanmuodot. Sen sijaan Pohjois-Itämerellä, varsinkin sen rannikkoalueella ja saaristossa, pohja on olemukseltaan rikkonaista ja pirstaleista. Erot selittyvät pääasiassa kallioperän ominaisuuksilla (Kotilainen 2013). Yleisesti ottaen voidaan todeta, että ruhjevöhykkeiden pirstoman kiteisen kallioperän alueella merenpohja on rikkonaisempi kuin helpommin rapautuvien kerroksellisten sedimenttikivien alueella. Tämä näkyy esimerkiksi Saaristomeren ja Suomenlahden rannikon erittäin rikkonaisena maisemana (Kaskela ja Kotilainen 2009).

Itämeri koostuu useista pienemmistä altaista, joita matalat kynnykset rajaavat. Altaiden perusteella Itämeri voidaan jakaa alueisiin monin eri tavoin. Tyypillisesti se jaetaan neljään pääaltaaseen: varsinaiseen Itämereen, Riianlahteen, Suomenlahteen ja Pohjanlahteen (Myrberg et al. 2006). Altaiden olot eroavat selvästi toisistaan muun muassa veden viipymien suhteen. Suomenlahden ja varsinaisen Itämeren erottaa toisistaan suhteellisen matala kynnys, joten Suomenlahden vesi vaihtuu nopeasti. Andrejevin et al. (2004) tulosten mukaan veden viipymä on Suomenlahdella pääasiassa viisi vuotta. Pohjanlahti on puolestaan enemmän eristyksissä ja veden viipymä onkin siellä suunnilleen seitsemän vuotta.

Itämeressä elää sekä suolaisen että makean veden lajeja. Monet näistä elävät sietokykynsä äärirajoilla ja ovat tästä syystä pienikokoisia, esimerkkinä mainittakoon sillin Itämeressä elävä alalaji silakka. Lisäksi alueella tavataan pieni joukko nimenomaan murtovesioloihin sopeutuneita lajeja (Raateoja et al. 2008). Erityisesti suolagradientista johtuen Itämeren lajisto vaihtelee merkittävästi alueen eri osissa, esimerkiksi lajimäärä vähenee siirryttäessä etelästä pohjoiseen. Itämeri on elinympäristönä nuori, joten eliölajit eivät ole ehtineet sopeutua sen oloihin yhtä hyvin kuin useimmilla muilla suurilla vesialueilla (Kotilainen et al. 2012). Itämeren lajimäärä onkin suhteellisen vähäinen. Vähäisen monimuotoisuuden takia eliöyhteisöt ovat haavoittuvaisia.

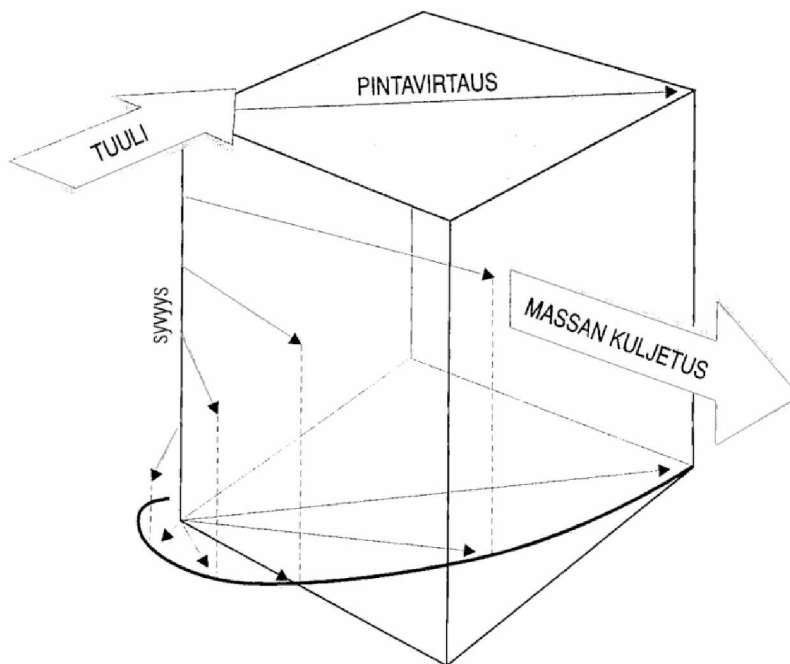
2.2 Itämeren virtaukset

Itämeressä ei esiinny pysyviä voimakkaita merivirtoja epätasaisen pohjan takia. Virtausten merkittävimmät säätelijät ovat tuulet ja ilmanpaine-erot (Raateoja et al. 2008). Pintavirtaukset Itämeressä suuntautuvat vastapäivään maapallon pyörimisliikkeen aiheuttaman coriolisvoiman vaikutuksesta (Kuva 3). Suomen rannikolla päävirtaussuunta on idästä länteen Suomenlahdella ja etelästä pohjoiseen Pohjanlahdella. Mataluuden ja pienen vesitilavuuden vuoksi Itämeressä ei myöskään esiinny mainittavaa vuorovesi-ilmiötä. Pitkäkestoiset tuulet voivat nostaa vedenkorkeutta kuitenkin jopa parilla metrillä. Mälkin ja Perttilän (2009) mukaan Itämeren keskiveden korkeuden vaihtelut kestävät vuorokausista viikkoihin.



Kuva 3. Pohjois-Itämeren päävirtaukset. Nuolen pituus on suhteessa virtauksen voimakkuuteen. Virtauksen pysyvyys on merkitty nuolten viereen prosenttilukuina (Palmèn 1930).

Päävirtaussuunnat ovat Itämerellä melko pysyviä (Myrberg et al. 2006). Pysyvimvät virtaukset esiintyvät rannikoiden läheisyydessä, sillä ranta ohjaa virtauksia. Avomerellä puolestaan virtaus kääntyy herkemmin eri suuntiin. Parhaimmillaan Itämeren virtausten pysyvyys on noin 60 prosenttia (Alenius 2012). Tyypillisesti veden virtaukset kääntyvät tietyllä syvyydellä vastakkaisiksi pintavirtauksen suhteen (Kuva 4) johtuen kitkasta ja coriolisvoimasta. Pohjanläheiset virtaukset Itämerellä riippuvat tuulten lisäksi paikallisista syvyysoista. Syvissä vesikerroksissa vesi etenee Tanskan salmista syvänteitä pitkin itään ja pohjoiseen (Myrberg et al. 2006).

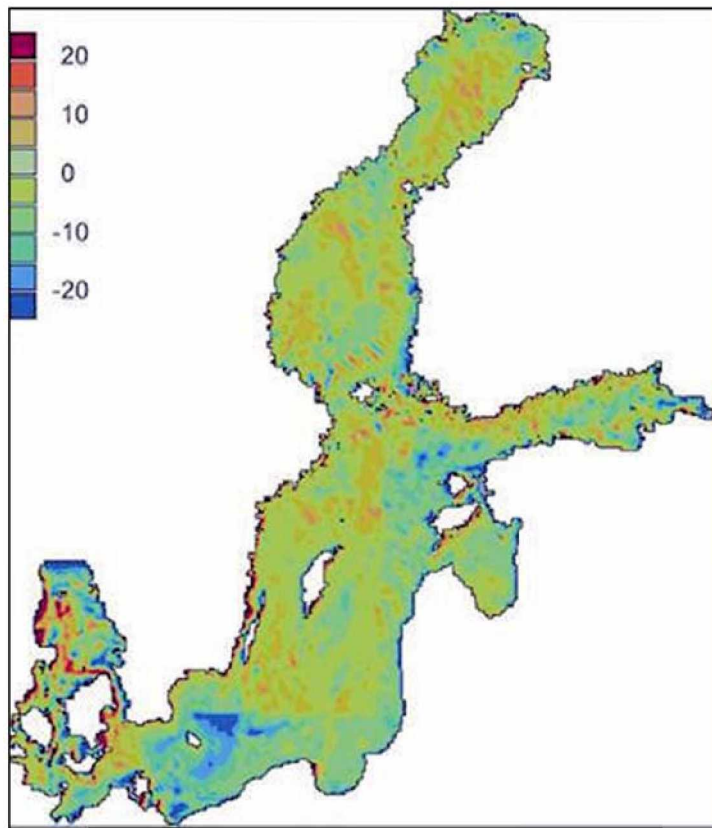


Kuva 4. Ekman-spiraali. Veden virtaus kiertyy syvyyden lisääntyessä oikealle ja heikkenee (Myrberg et al. 2006).

Pintavirtausten nopeus Itämerellä on tyypillisesti 5–10 cm/s. Voimakkaat tuulet voivat nostaa nopeuden jopa tasolle 50 cm/s ja kapeissa salmissa nopeus voi nousta jopa lukemaan 100 cm/s (Myrberg et al. 2006). Raateojan et al. (2008) mukaan tyypillisesti pintavirtauksen nopeus on yhdestä kolmeen prosenttia tuulen nopeudesta. Pohjanläheisten virtausten nopeudet vaihtelevat varsin paljon, mutta yleensä niiden nopeudet ovat selvästi alhaisempia kuin pintavirtausten (Myrberg et al. 2006). Tosin jatkuvia pitkäaikaisia virtausmittauksia ei ole Suomen rannikolla tehty vuosikymmeniin, vaan nykyisin virtauksia arvioidaan pääasiassa numeerisilla malleilla (Alenius 2012).

Itämeren kaltaisessa lähes suljetussa altaassa vedenkorkeuden nousu altaan toisella puolella laskee korkeutta vastakkaisella puolella. Tätä vedenpinnan edestakaista heilahtelua kutsutaan seiche-ilmiöksi, kylpyamme-efektiksi tai altaan ominaisheilahteluksi. Heilahtelu vaimenee suhteellisen nopeasti ja sen aiheuttamien vedenkorkeuden huippujen välinen aika on Itämerellä suunnilleen vuorokausi. Metznerin et al. (2000) mukaan ilmiöstä johtuva vedenkorkeuden muutos on yleensä noin kymmenen senttimetriä, mutta jopa puolen metrin muutokset ovat mahdollisia. Ilmiö on havaittavissa erityisen selvästi merenlahtien pohjukoissa (Boman ja Johansson 2012).

Kumpuaminen tarkoittaa syvempien vesikerrosten veden suhteellisen nopeaa kohoamista pintaan. Se on melko tavallinen ilmiö Itämerellä (Kuva 5). Kumpuamista esiintyy esimerkiksi silloin, kun tuuli puhaltaa rannikon pintaveden ulapalle ja syvemmistä kerroksista kohoaa korvaavaa vettä. Itämerellä lounaistuulet ovat usein vallitsevia, mikä suosii kumpuamista erityisesti Suomen etelärannikolla (Alenius 2012). Kumpuamisen syntyy vaikuttavat tuulen suunnan ja voimakkuuden lisäksi monet muut tekijät, kuten veden kerrostuneisuuden voimakkuus ja rannikon muoto. Kumpuava vesi on Itämerellä peräisin enintään muutaman kymmenen metrin syvyydeltä (Myrberg et al. 2006).



Kuva 5. Itämeren merkittävimmät kumpuamisaalueet. Mitä suurempi positiivinen indeksiarvo, sitä voimakkaampaa on kumpuaminen alueella. Vastaavasti negatiivinen arvo kuvaa veden vajoamista (Myrberg ja Andrejev 2003).

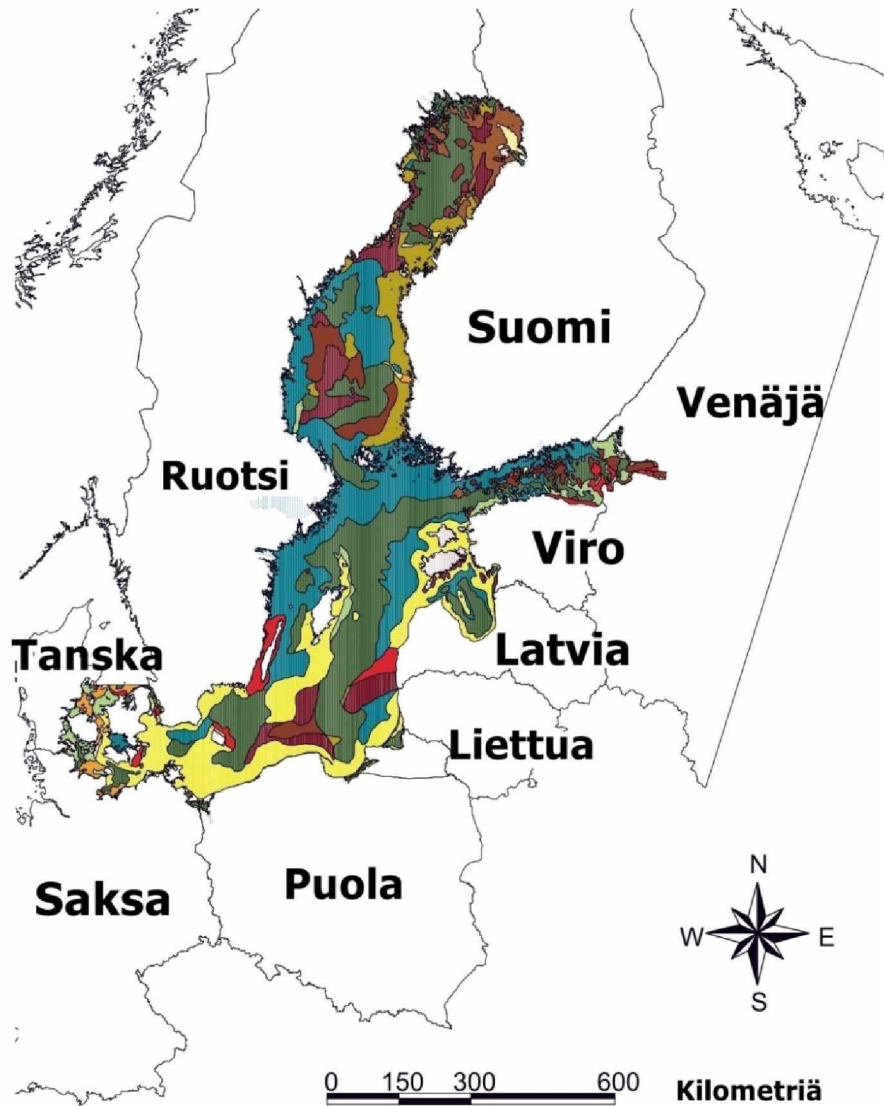
Kumpuaminen on usein helppo havaita, sillä pintaveden ja kumpuavan vesimassan lämpötilaero voi olla jopa 10 °C (Alenius 2012). Niinpä kumpuamisen seurauksena veden lämpötila voi laskea rajustikin. Kumpuaminen myös nostaa ravinteita pintaan, mikä potentiaalisesti lisää perustuotantoa. Tämä on Suomenlahdella tyypillistä elokuussa, jolloin pintaveden ravinteet ovat vähissä ja kumpuamisen edellyttämiä riittävän voimakkaita tuulia alkaa esiintyä keskikesän heikkotuulisen kauden jälkeen (Haapala 1994). Kumpuaminen kestää tyypillisesti vajaasta päivästä kymmeneen päivään (Myrberg et al. 2006).

2.3. Itämeren sedimentologia

Itämeri on geologisesti hyvin nuori, sen katsotaan saavuttaneen nykyisen olotilansa vasta muutama tuhat vuotta sitten (Myrberg et al. 2006). Muutosprosessi on yhä käynnissä muun muassa glasio-isostaattisen maankohoamisen takia. Valtaosa säilyneistä Itämeren nuoremmista sedimenttikerrostumista on muodostunut vasta viimeisimmän jääkauden aikana tai sen jälkeen, pääasiassa viimeksi kuluneiden noin 25 000 vuoden aikana. Vanhempia sedimenttejä ei juurikaan tavata (Winterhalter et al. 1981). Niinpä Itämeren pohjasedimentit koostuvat enimmäkseen viimeisimmän jääkauden aikaisista hienojakoisista glasiaalisedimenteistä ja niiden jälkeen kerrostuneista post-glasiaalisedimenteistä.

Glasiaalisedimentit ovat jäätikön tai sen sulamisvesien kerrostamia. Tähän ryhmään kuuluvat moreenit, harjut ja muut jäätikköjokikerrostumat sekä glasiaalisavet. Post-glasiaalisiin sedimentteihin lukeutuvat Itämeren eri vaiheiden aikana kerrostuneet järvi- ja merisedimentit, jotka ovat tyypillisesti orgaanista ainesta sisältäviä hienojakoisia savia ja silttejä. Myös ranta- ja muiden eroosiovoimien kerrostamat karkeajakoisemmat sedimentit kuuluvat tähän ryhmään (Kotilainen 2013).

Itämeren merenpohjan päällimmäisissä sedimenttikerrostumissa on runsaasti alueellista vaihtelua (Kuva 6). Suomenlahdella ja Pohjanlahdella pehmeät pohjat (savi, siltti ja muta) ovat vallitsevia, kun taas eteläisellä Itämerellä on tyypillisesti kovapohjaisia alueita. Eroavaisuuksien merkittävin aiheuttaja on vallitsevien virtausten voimakkuus. Etelä-Itämeren voimakkaammat virtaukset estävät hienojakoisen aineksen laaja-alaisen sedimentaation.



Selite

	Kova pohja (moreeni ja peruskallio)
	Kova pohja ja hiekka tasaisesti jakautuneena
	Kova pohja, jossa pienialaisia hiekkaesiintymiä
	Kova pohja, jossa pienialaisia pehmeitä alueita
	Hiekkapohja (hiekkä ja sora)
	Hiekkapohja ja pehmeä pohja tasaisesti jakautuneena
	Hiekkapohja, jossa pienialaisia pehmeitä alueita
	Pehmeä pohja (siltti, savi ja muta)
	Pehmeä pohja ja kova pohja tasaisesti jakautuneena
	Pehmeä pohja, jossa pienialaisia kalliopaljastumia
	Pehmeä pohja, jossa pienialaisia hiekkaesiintymiä

Kuva 6. Yleiskartta Itämeren pohjasedimenttien jakautumisesta (Winterhalter et al. 1981). Alkuperäiskuvaa on muokattu.

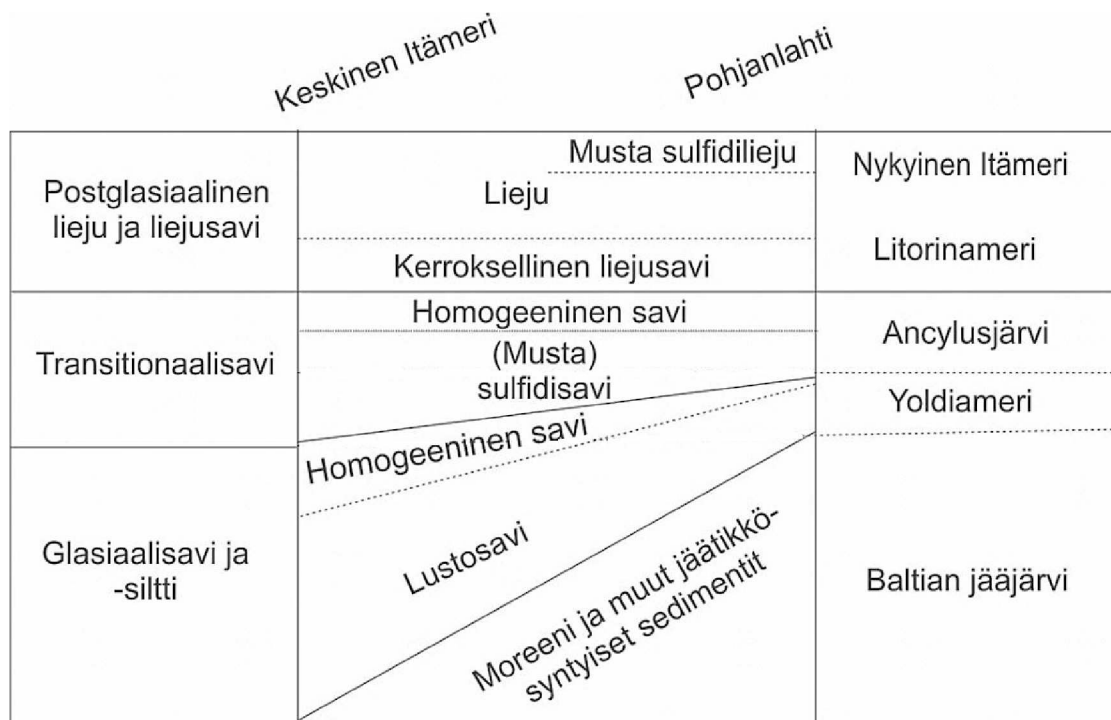
Itämeren pohjasedimenttien kerrosjärjestys eli stratigrafia on periaatteessa hyvin yhtenäinen Perämereltä Itämeren eteläosiin saakka (Taulukko 1). Alimmat kerrokset koostuvat mannerjäätikön sulamisvesien kerrostamasta lustosavesta ja siltistä. Lustorakenne on seurausta vuodenaikojen aiheuttamasta sedimentoituvan aineksen laadun ja määrän vaihtelusta. Alimmat ja vanhimmat lustot ovat tyypillisesti usean senttimetrin paksuisia, mutta ylimpien lustojen paksuus jää alle millimetriin. Sulamisvesien vähetessä kerrostuva savi muuttui homogeenisemmaksi (Salonen et al. 2002). Samalla orgaanisen aineksen määrä lisääntyi ja kerrostumissa tavattava sulfidi osoittaa pohjasedimentissä tai alusvedessä vallinnutta hapettomuutta. Sulfidista johtuen näiden kerrostumien savet ovat toisinaan pikimustia.

Sulfidipitoisia savikerrostumia peittää Ancylusjärven loppuvaiheessa kerrostunut lähes homogeeninen sinertävän harmaa savi, joka muuttuu terävällä kontaktilla Litorinameren aikana kerrostuneeksi vihertävän harmaaksi liejusaveksi (mm. Winterhalter et al. 1981). Litorinakerrostumat ovat tyypillisesti hienokerroksellisia ja sisältävät huomattavasti enemmän orgaanista ainesta kuin alempi harmaan saven kerros. Tämä on seurausta sekä ilmaston lämpenemisestä että veden suolapitoisuuden noususta, mikä paransi merieliöiden elinedellytyksiä (Palko 1994). Litorinakerrostumille on tyypillistä myös runsas sulfidipitoisuus. Litorinakerrostumia nuoremmassa kerrostumissa liejusavi vaihettuu tyypillisesti pintaosassa liejuksi varsinkin rannikon läheisyydessä (Winterhalter et al. 1981).

Taulukko 1. Itämeressä esiintyvien sedimenttien stratigrafia. Mukaillen, Kankaanpää ja Kotilainen (2008).

Kerrostunut sedimentti	Syvyys (m)	Vuositakasepään	Kehitysvaihe
Liejusavi ja lieju	0–1	0–1 000	Nykyinen Itämeri
Liejusavi	1–4	1 000–8 000	Limneameri ja Litorinameri
Liejusavi	4–5	8 000–9 000	Mastogloiameri
Savi	5–7	9 000–10 700	Ancylusjärvi
Savi ja lustosavi	7–10	10 700–11 600	Yoldiameri
Lustosavi ja siltti	10–16	11 600–13 000	Baltian jääjärvi
Moreeni ja peruskallio	yli 16	yli 13 000	Varhaishistoria

Sedimenttikerrosten paksuudessa on runsaasti alueellista vaihtelua. Esimerkiksi Selkämerellä se on 40–50 metriä ja Gotlannin altaassa noin 30 metriä (Myrberg et al. 2006). Kerrostumien iät puolestaan vaihtelevat alueen eri osissa. Yleisesti ottaen toisiaan vastaavat kerrostumat ovat eteläosissa vanhimpia ja nuorenevat siirryttäessä kohti pohjoista. Toisin sanoen sedimenttikerrokset ovat aikatransgressiivisiä siirryttäessä etelästä pohjoiseen (Kuva 7). Tämä on seurausta mannerjäätikön vaiheittaisesta perääntymisestä kohti pohjoista viimeisimmän jääkauden lopulla.



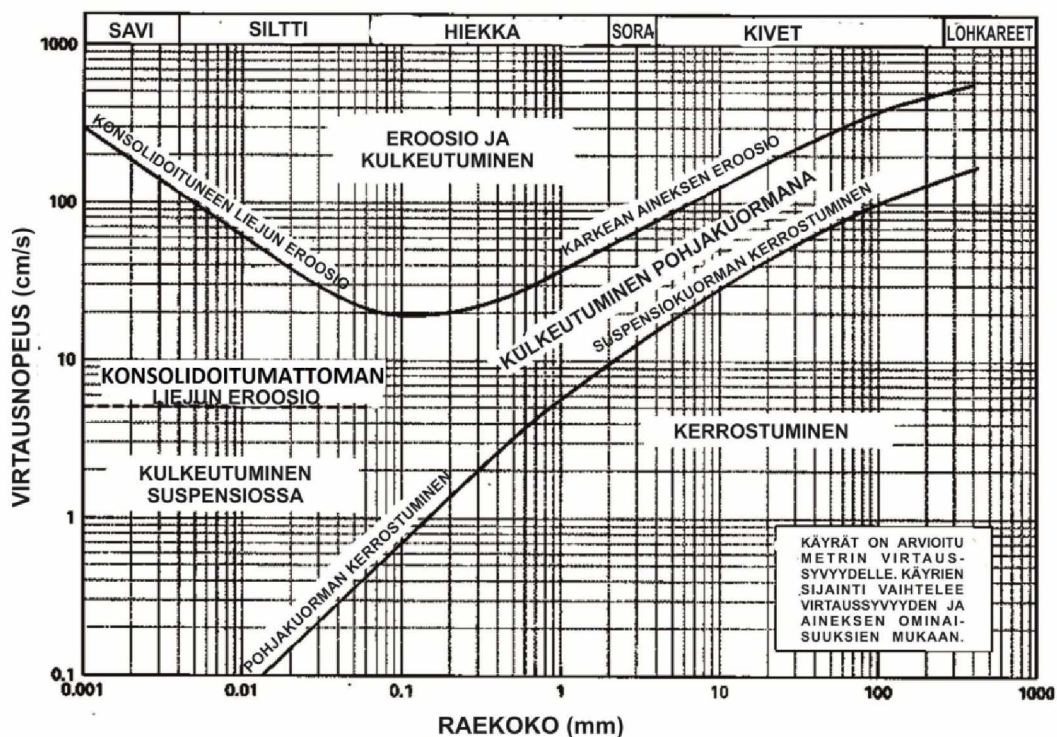
Kuva 7. Itämeren sedimenttien stratigrafia siirryttäessä Itämeren keskiosista kohti Suomenlahtea Aikaskaala on viimeisimmältä jääkaudelta nykyaikaan. Piirretty Winterhalter et al. (1981) mukaan.

Rannikon tuntumassa sedimentaatio-olot vaihtelevat suuresti. Sisäsaariston lahdissa sedimentaationopeus on verrattain suuri, kun taas avoimilla rannikoilla aallot huuhtovat kaiken irtaimen mineraaliaineksen mukanaan. Aaltoliikkeen kuluttava vaikutus ulottuu avomerellä noin 60–70 metrin syvyyteen (Mälkki ja Perttilä 2009). Paikallinen topografia taas aiheuttaa vaihteluita pohjavirtauksiin ja siten aineksen kulkeutumiseen. Lisäksi erityisesti Pohjanlahdella nopea maankohoaminen paljastaa sedimenttejä rantavoimien ja pohjavirtausten kulutettavaksi. Rinnealueilla esiintyy myös ainesta kuljettavia ja kerrostavia massaliikuntoja. Mitä kauempana mantereesta sedimentaatioallas on, sitä hienojakoisempaa kerrostuva aines tyypillisesti on. Kerrostumisnopeus Itämeren sedimentaatiopohjilla on suunnilleen puolesta kahteen millimetriä vuodessa ja saariston tuntumassa yhdestä kahteenkymmeneen millimetriä vuodessa. Itämeren syvimmissä altaissa sedimentaationopeus on vain noin yhden millimetrin luokkaa vuodessa (Myrberg et al. 2006).

2.4 Kiintoaineksen kulkeutumisdynamiikka

Sedimenttien eroosioon, kulkeutumiseen ja sedimentoitumiseen vaikuttavat monet eri tekijät, kuten aineksen raekoko, veden syvyys, virtausnopeus, ilmasto ja maankohoaminen. Aaltojen kulutusvoimat ovat voimakkaimmillaan matalilla alueilla. Pohjasedimentin leikkauslujuus kuvaa sen kykyä vastustaa virtauksen kuluttavaa voimaa. Koheesiomaalajien leikkauslujuus riippuu useista fysikaalisista, kemiallisista ja biologisista tekijöistä. Tästä johtuen niiden leikkauslujuutta ei voida arvioida yhtä yksinkertaisesti kuin kitkamaalajien (Dyer 1986).

Veden kuljettama kiintoaines voidaan jakaa suspensiossa kulkeutuviin partikkeleihin ja pohjakuormassa liikkuvaan ainekseen. Tyypillisesti pohjan tuntumassa kulkeutuu karkeampi aines, kun taas hienojakoisempi siltti- ja saviaines on jakautunut melko tasaisesti vesipatsaaseen (Biggs 1978). Partikkelikoon mukainen raja näiden ryhmien välillä on tyypillisesti 50–70 μm (Colby 1963, Jansen et al. 1979). Raja ei kuitenkaan ole absoluuttinen vaan vaihtuva virtausolosuhteiden mukaan (Kuva 8). Kertaalleen asettunut partikkeli vaatii liikkeelle lähteäkseen enemmän energiaa kuin jo liikkeessä oleva samankokoinen partikkeli. Tämä ilmiö näkyy kaikista selvimmin savi-partikkeleilla koheesivoiman takia. Ilmiön seurauksena konsolidoituneen eli tiivistyneen saviaineksen erodoituminen vaatii erityisen runsaasti energiaa (Press ja Siever 1986).



Kuva 8. Hjulströmin diagrammi (Press ja Siever 1986). Kuvaajassa on esitetty raekoon (vaaka-akseli) ja veden virtausnopeuden (pystyakseli) vaikutus partikkeleiden erodoitumiseen, kulkeutumiseen ja sedimentoitumiseen. Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Hjulströmin diagrammi (Kuva 8) on eräs tapa arvioida raekoon ja virtausnopeuden suhdetta. Tosin hienoaineksen eroosio on niin monimutkainen tapahtuma, ettei diagrammi anna aivan todellista kuvaa. Sen mukaan kuitenkin konsolidoitumattoman saven erodoitumisen kannalta kriittinen virtausnopeus on suunnilleen 5 cm/s. Muitakin arvioita on esitetty, esimerkiksi Mustonen (1986) on arvioinut kyseisen nopeuden olevan 20 cm/s.

Erodoituneen aineksen kuljetus jatkuu, kunnes virtaukset rauhoittuvat ja aines pääsee vajoamaan merenpohjalle. Aineksen laskeutumisnopeutta voidaan arvioida muun muassa Stokesin lain avulla. Tosin arviointi on vaikeaa, sillä kiintoaineksen laskeutumisnopeuteen vaikuttavat monet tekijät, kuten aineksen muoto ja koko. Esimerkiksi kevyet ja liuskeiset mineraalit, kuten kaoliniitti ja kiillemineraalit, laskeutuvat hitaammin kuin raskaammat ja rakeisemmat mineraalit, kuten maasälvät ja kvartsi (Karlsson 1983). Saviaineksen laskeutumisnopeuteen vaikuttaa myös merkittävästi flokkulaatio eli savipartikkeleiden takertuminen toisiinsa. Flokkulaation seurauksena syntyvät saviaggregaatit laskeutuvat suhteellisen nopeasti (Biggs 1978). Virtasen (1993) mukaan flokkulaatio vaikuttaa suuresti samentuman voimakkuuteen merivedessä. Makeassa vedessä savipartikkeleiden pintavaraukset pitävät ne erillään toisistaan, mutta suolaisessa vedessä varaukset heikkenevät. Flokkuloitumisen voimakkuuteen vaikuttavat erityisesti savipartikkeleiden konsentraatio ja mineralogia sekä virtauksen turbulentsisuus (Biggs 1978).

Merenpohjan sedimentaatio-olot vaihtelevat merkittävästi eri ajankohtina. Blomqvistin (1992) mukaan primäärisedimentaation ja resuspension osuuksissa veden kiintoainekuormaan on paljon vuotuista vaihtelua, mutta tyypillisesti resuspensio on hallitseva tekijä Itämeren rannikolla. Erityisesti pehmeillä pohjilla resuspension merkitys on suuri. Resuspensio on kuitenkin hankalasti mitattavissa tai mallinnettavissa: se riippuu suuresti paikallisista pohjanläheisistä turbulentsista virtauksista, joiden tutkiminen on vaikeaa (Donze 1990). Tuulen aiheuttama resuspensio riippuu muun muassa tuulen suunnasta, voimakkuudesta, kestosta, pyyhkäisymatkasta ja pohjan topografiasta (Heiskanen 1998).

Hiljattain julkaistun tutkimuksen (Kiirikki ja Rasmus 2013) mukaan vuotuinen resuspensio olisi Suomenlahden 40 metriä syvillä pohjilla keskimäärin 10 kg/m². Kyseisessä tutkimuksessa tarkasteltiin kahta mittauspaikkaa, joista toinen oli oletettavasti transportaatiopohja ja toinen sedimentaatiopohja. Sedimentaatiopohjalla mitattu resuspensio oli noin puolet (5–10 kg/m²) transportaatiopohjalla tapahtuneesta resuspensiosta (10–20 kg/m²). Yksittäisten myrskyjen aiheuttama kiintoaineen resuspensio oli suuruusluokkaa 1 kg/m², mikä vastaa viidestä kymmeneen prosenttia koko vuotuisesta resuspensiosta.

3 Ruoppausmassojen meriläjititys Suomessa

Veteen läjitettävien ruoppausmassojen määrä on Suomessa vakiintunut noin miljoonan kuutiometrin vuosittaiselle tasolle (Ympäristöministeriö 2004). Moniin ulkomaisiin ruoppaushankkeisiin verrattuina suomalaiset ruoppausprojektit ovat mittasuhteiltaan pieniä. Esimerkiksi hollantilaisen Maasvlakte2 satamahankkeen yhteydessä läjitettiin 240 000 000 m³ merihiekkaa vuosina 2008–2013 (Peeters 2013). Suomen tähän asti suurin ruoppaus- ja läjitysprojekti on ollut Vuosaaren satamahanke (Heikkonen 2008), jonka yhteydessä läjitettiin 5 200 000 m³ massoja vuosina 2003–2008 (Vatanen et al. 2012). Läjitettävän massan määrä on toki vain yksi hankkeen ympäristövaikutusten voimakkuuteen vaikuttava tekijä. Vuonna 2013 Suomessa oli käynnissä kaksi merkittävää yleisiin meriväyliin liittyvää ruoppaus- ja läjitushanketta: Pietarsaaren 9,0 metrin sekä Uudenkaupungin 10,0 metrin väylien syventäminen.

3.1 Ruoppaustekniikat

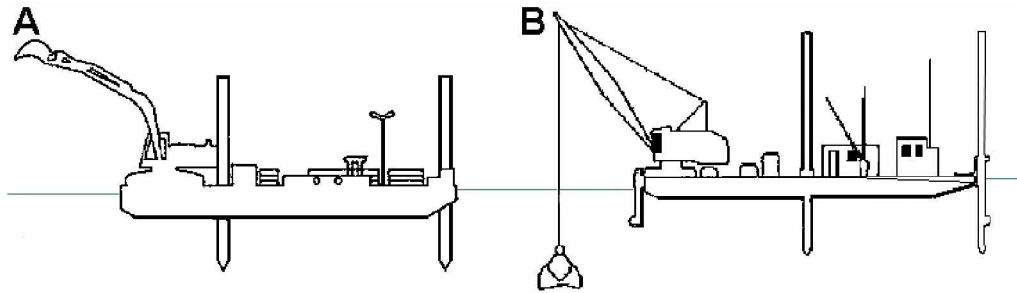
Käytetyllä ruoppaustekniikalla on merkittävä vaikutus hankkeen ympäristövaikutuksiin, varsinkin sameuteen. Lisäksi ruoppaajan ammattitaidolla ja ruoppausnopeudella on todettu olevan suuri merkitys ruoppauksen yhteydessä karkaavan kiintoaineen määrään (Laasonen 2000). Suomessa lohkaraisuus ja kova kallioperä tekevät ruoppauksesta usein hankalaa (Dambrink 2011). Tilanteeseen sopiva ruoppausmenetelmä valitaan muun muassa ruopattavan massan ominaisuuksien, määrän ja pilaantuneisuuden sekä työskentelysyvyyden, alueen sijainnin ja olosuhteiden sekä saatavissa olevan kaluston perusteella.

Ruoppausmenetelmät voidaan jakaa mekaanisiin ja hydraulisiin tekniikoihin. Mekaanisilla menetelmillä ruopattava massa irrotetaan mekaanisen voiman ja esimerkiksi terien avulla. Hydraulisilla menetelmillä ruopattava sedimentti irrotetaan yleensä ruoppauspäässä kiertävällä painevedellä, minkä jälkeen ruopattu massa imetään imuputkiston kautta ylös (Riipi 1997). Paukkerin (2012) mukaan suomalaisilla väyläruoppausurakoitsijoilla on käytössään pääasiassa mekaanista ruoppauskalustoa. Eri ruoppaustekniikoiden aiheuttamaa kiintoaineksen karkaamista on esitelty Taulukossa 2.

Taulukko 2. Karanseen kiintoaineksen määrä (kg / ruopattu m³), kun liejusedimenttiä on ruopattu erilaisilla tekniikoilla. Mukailten, Kirby ja Land (1991).

Ruoppaaja	Sedimentin hävikki (kg / ruopattu m ³)		
	Ruoppaajan koko		
	Pieni	Keskikokoinen	Suuri
Kairaimuruoppaaja (Mudcat)	5	-	-
Kahmarikauha	25	17	12
Ketjukauha	30	20	15
Pneuma	Käytännössä ei lainkaan		
Kahmari (suljettu malli)	20	14	11
Kahmari (suljettu malli, silttiverho)	5	3	2
Kuokkakauha	25	17	12
Kuokkakauha (silttiverho)	10	7	5
Imuhopperi (rajoitettu ylijouksutus)	Tyypillisesti 15		
Imuhopperi (ei ylijouksutusta)	Tyypillisesti 7		
Imuhopperi (ei ylijouksutusta, suljettu systeemi)	Tyypillisesti 3–5		
Imuleikkuri	Suunnilleen 6		
Imuleikkuri (hidastettu poikittaisliike ja kierrosnopeus)	Suunnilleen 3		

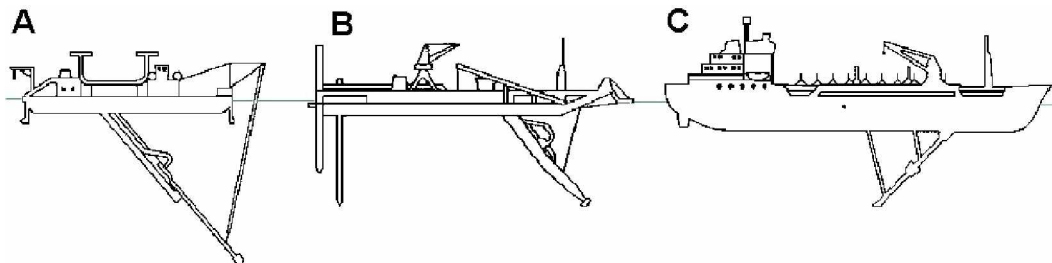
Mekaanisia ruoppaajia ovat erilaiset kauharuoppaajat, kuten kahmari-, kuokka- ja pistokauharuoppaajat (Kuva 9). Ne soveltuvat erityisesti tiiviiden sedimenttien eli kitkamaalajien ruoppaukseen. Niillä nostetun ruoppausmassan vesipitoisuus vastaa osapuilleen luonnontilaista ja on alhaisempi kuin hydraulisilla menetelmillä nostetun. Mekaaniset ruoppaajat ovat kestäviä ja soveltuvat tarkkaa työskentelyä vaativiin kohteisiin (Cohen 2005). Nykyaikaiset kahmarikauhat sulkeutuvat vaakatasossa, mikä mahdollista tasaisen ja verrattain tarkan sedimentin leikkaamisen (Riipi 1997). Kahmarikauhat lasketaan tyypillisesti vaijerin varassa, kuokka- ja pistokauha puolestaan varren avulla. Kuokka- ja pistokauhan ero on siinä, että ensin mainittu liikkuu ruoppaajaa kohti ja jälkimmäinen pois päin (Laasonen 2000).



Kuva 9. Kaavakuvat A: kuokkakauharuoppaajasta ja B: kahmarikauharuoppaajasta (Vlasblom 2003). Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Kahmarikauharuoppaaja soveltuu myös suuriin syvyyksiin (50–60 metriä). Lisäksi sen tarkkuus on hyvä, joten se soveltuu ruoppaukseen vaikeissakin meriolosuhteissa ja ahtaissa kohteissa. Kuokkakauharuoppaajien suurin työskentelysyvyys on yleensä 5–27 metriä. Niitä käytetään usein satamissa ja muissa suojaisissa paikoissa, jossa aallokosta ei ole haittaa (Bray ja Cohen 2010). Suljetun kahmarikauhan rakenne on suhteellisen vesitiivis, joten se soveltuu myös pilaantuneiden sedimenttien ruoppaukseen. Myös kuokkakauhasta on olemassa sulkeutuva malli, joka toimii periaatteessa kuin toispuolinen kahmarikauha (Riipi 1997). Lisäksi on kehitetty laaja joukko erilaisia ympäristökauhoja, jotka soveltuvat pilaantuneiden sedimenttien ruoppaukseen (Palermo et al. 2008). Niiden aiheuttamia ympäristövaikutuksia on pyritty vähentämään esimerkiksi leikkaustarkkuutta ja vesitiiviyttä parantamalla. Ympäristökauhojen täyttöaste on yleensä tavallista kauharuoppaajaa alhaisempi.

Hydrauliset ruoppaajat puolestaan soveltuvat koheesiomaalajien eli niin sanottujen löyhien massojen ruoppaukseen. Ne imevät pohjasta veden ja ruopattavan materiaalin seosta, jonka vesipitoisuus on säädeltävissä tarpeen mukaan (Palermo et al. 2008). Liian suuri vesipitoisuus heikentää ruoppaustehoa, toisaalta liian suuri kiintoainepitoisuus voi tukkia ruoppaajan (U.S. Army Corps of Engineers 2013). Myös esimerkiksi pohjalla olevat roskat ja kivet voivat jumittaa laitteiston. Yleisimmät hydrauliset ruoppaajatyypit (Kuva 10) ovat imu- ja leikkuri-imuruoppaajat sekä kuilu- eli hopperiruoppaajat (Vlasblom 2003).



Kuva 10. Kaavakuvat A: imuruoppaajasta, B: leikkuri-imuruoppaajasta ja C: hopperiruoppaajasta (Vlasblom 2003). Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Imuruoppaajat irrottavat ruopattavan sedimentin tyypillisesti vesisuihkun avulla, imevät syntyneen lietteen sisäänottoputkeen ja pumppaavat sen edelleen siirto-putkea pitkin esimerkiksi proomuun tai suoraan läjitysalueelle (Bray ja Cohen 2010, Palermo et al. 2008). Nosto- ja siirtovaiheen aikana sedimenttiä ei juurikaan pääse karkaamaan, mikäli putkiliitokset ovat tiiviitä (Riipi 1997). Imuruoppaajat ovat jatkuvatoimisia ja siten hyvinkin kustannustehokkaita. Tosin Karlssonin (1983) mukaan ruopatun lietteen vesipitoisuus on suuri, suunnilleen 80–90 prosenttia. Brayn ja Cohen (2010) mukaan imuruoppaus ei sovellu tarkkuutta vaativiin kohteisiin.

Monesti imuruoppaajan imupäässä on ruoppausta tehostava pyörivä leikkuri. Tällaisista leikkuri-imuruoppaajista tehokkaimmat pystyvät ruoppaamaan jopa rikkonaista tai pehmeää kalliota (Bray ja Cohen 2010). Leikkuri-imuruoppaaja liikkuu pohjaan lasketun jalan varassa viuhkamaisesti puolelta toiselle vaijereiden avulla, minkä ansiosta tämä ruoppaajatyyppe soveltuu laajojenkin alueiden ruoppaukseen (Palermo et al. 2008). Maa- ja vesimassat tosin sekoittuvat suhteellisen voimakkaasti työn aikana (Riipi 1997).

Laahaimuhopperiruoppaajat eli hopperit ovat itsenäisesti liikkuvia aluksia, joissa on säiliö ruoppausmassojen varastointia varten. Hopperin liikkeessa imupää laahautuu pitkin merenpohjaa, josta irronnut liete imetään sisäänottoputkien kautta säiliöön. Vesi johdetaan pois säiliöstä kiintoaineen pääosin laskeuduttua (Paukkeri 2012). Brayn ja Cohenin (2010) mukaan hopperiruoppaajat soveltuvat jopa vilkkaasti liikennöidyille alueille, suhteellisen kovaan merenkäyntiin sekä syvien kohteiden ruoppaukseen. Sen sijaan ahtaille ja matalille alueille ne eivät sovellu. Lisäksi säiliön tyhjentämisen aiheuttamat keskeytykset alentavat niiden kustannustehokkuutta (U.S. Army Corps of Engineers 2013).

Mekaanisten ja hydraulisten menetelmien lisäksi on olemassa erikoistekniikoita, joita on vaikea luokitella kumpaakaan pääryhmään. Esimerkiksi pumppukauharuoppaus on kauha- ja imuruoppauksen välimuoto. Siinä kauharuoppaajan kauhan tilalle asennetaan pumppukauha, johon on liitetty imuputki. Näin kauhaa ei tarvitse nostaa ylös ruopatun massan siirtämiseksi, jolloin kiintoainesta karkaa vähemmän (Rokosch 1993). Pneumaattiset ruoppaajat nostavat ruopattavan massan hydrostaattisen paineen avulla, muutoin ne toimivat samaan tapaan kuin imuruoppaajat. Perustoimintaperiaate on yksinkertainen: veden alla ruoppauskohteessa paine on suurempi kuin pinnalla. Paine-ero imee sedimentin kohti alhaisempaa painetta (Riipi 1997). Pneumaattista menetelmää käytettäessä ruoppauslieteen kiintoainepitoisuus on suurempi kuin imuruoppauksessa. Menetelmä ei kuitenkaan sovellu matalille kohteille (Palermo et al. 2008). Vesi-injektioruoppaus on suhteellisen uusi menetelmä, jota käytetään pääasiassa kunnostus- ja ylläpitoruoppauksessa. Vesi-injektioruoppaaja pumppaa vettä pohjasedimenttiin, jolloin kiintoaines sekoittuu veteen ja kulkeutuu virtausten tai painovoiman vaikutuksesta syvemmille alueille. Menetelmällä voidaan esimerkiksi nopeasti madaltaa vedenalaisia dyynejä. Sen käyttö kuitenkin rajoittuu helposti irtoavien massojen ruoppaukseen (Bray ja Cohen 2010).

3.2 Läjitystekniikat

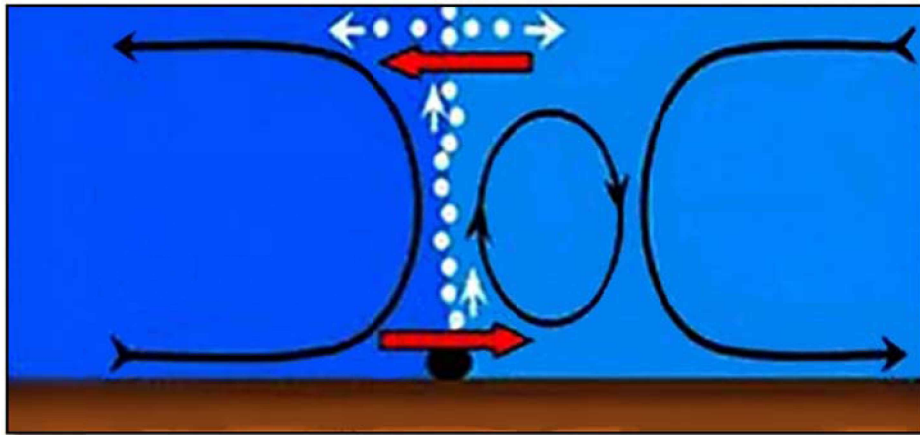
Ruoppausmassojen meriläjitys voidaan toteuttaa joko välittömästi ruoppausalueen läheisyyteen esimerkiksi kauhalla tai pumppaamalla siirtäen tai kuljettamalla se mahdollisen jatkokäsittelyn jälkeen määrätylelle läjitysalueelle. Meriläjitysalueet voivat olla joko hankekohtaisia tai pitkäaikaisessa käytössä olevia. Ruoppausmassat voidaan kuljettaa läjitysalueelle esimerkiksi avattavilla pohjaluukuilla varustetuilla proomuilla, kuten palkoproomuilla ja pohjaluukkuproomuilla. Proomut voidaan varustaa erilaisilla tarkkuutta ja ympäristöystävällisyyttä parantavilla lisävarusteilla (Riipi 1997). Hoppereita käytettäessä läjitysmassa kuljetetaan yleensä niiden omassa ruumassa. Läjitys voidaan toteuttaa suoraan proomusta pohjaluukkujen kautta pudottamalla, kauhan avulla tai putkistoa pitkin (FCG 2011). Imuruopattua massaa läjitettäessä käytetään toisinaan vedenalaisen virtauksen hajotinta eli diffuusoria. Sen tarkoituksena on hidastaa putken päästä valuvan massan nopeutta sekä levittää se tasaisemmaksi ja ohuemmaksi kerrokseksi (Riipi 1997).

Jos mahdollista, ruoppausmassoja pyritään hyödyntämään esimerkiksi sataman tai aallonmurtajien rakenteissa. Pilaantuneitakin sedimenttejä voidaan hyödyntää stabiloinnin jälkeen myös täyttömaa-alueisiin tai satamarakenteisiin (Paipai 2003). Sheehanin ja Harringtonin (2009) mukaan ruopatun materiaalin hyötykäyttöasteet maailmalla vaihtelevat suuresti, esimerkiksi Irlannissa, Alankomaissa, Espanjassa ja Japanissa massojen hyötykäytön prosentuaalinen osuus vaihteli 20–90 prosentin välillä vuonna 2008.

Ruopattua massaa voidaan käsitellä monin eri tavoin läjityskelpoisuuden parantamiseksi. Haitta-aineet ovat usein kiinnittyneet hienoainekseen, joten seulonnan avulla karkeampi ja puhtaampi aines voidaan erottaa ja ohjata suoraan läjitettäväksi (Ympäristöministeriö 2004). Lietteen vesipitoisuutta voidaan vähentää muun muassa geotuubien tai lasketusaltaiden avulla. Mereen läjitetyn massan paikallaan pysyvyyttä voidaan parantaa erilaisten geoteknisten rakenteiden, kuten vedenalaisten suojapenkereiden, avulla. Saastuneen sedimentin leviämiskäskyä voidaan pienentää peittämällä se puhtaalla massalla (Riipi 1997).

Kiintoaineen leviämistä ympäristöön ruoppaus- ja läjitystöiden aikana voidaan vähentää silttiverhoilla. Ne asennetaan kellukkeiden ja painojen avulla joko koko kohteen ympärille tai alavirtaan, jos virtaussuunta on selkeä. Silttiverhojen toiminta perustuu geotekstiilien kykyyn pidättää hienoainesta ja ohjata veden virtausta (Riipi 1997). Menetelmän ongelmana ovat kuitenkin silttiverhojen paikallaan pysymättömyys ja tukkeutuminen (USEPA 1994).

Eräissä hankkeissa, kuten Haminan väylän ja sataman ruoppaushankkeessa (Mattila et al. 2011), on käytetty niin sanottua ilmakuplaverhoa (air bubble screen, Kuva 11). Se tuotetaan pumppaamalla ilmaa merenpohjaan asennetuista letkuista (Dugue et al. 2013). Näin saadaan aikaan pohjasta pintaan suuntautuva vesivirta, mikä muodostaa kiintoaineen leviämistä ehkäisevän seinämän. Ilmakuplaverhon etuna perinteisiin silttiverhoihin on sen asentamisen, käytön ja ylläpidon helppous. Lisäksi verhon tehoa voidaan säätää helposti pumppaustehoa muuttamalla ja alueella liikennöivät alukset pystyvät ohittamaan sen. Mattilan et al. (2011) mukaan ilmakuplaverho vaikuttaa toimineen hyvin Haminan hankkeessa.



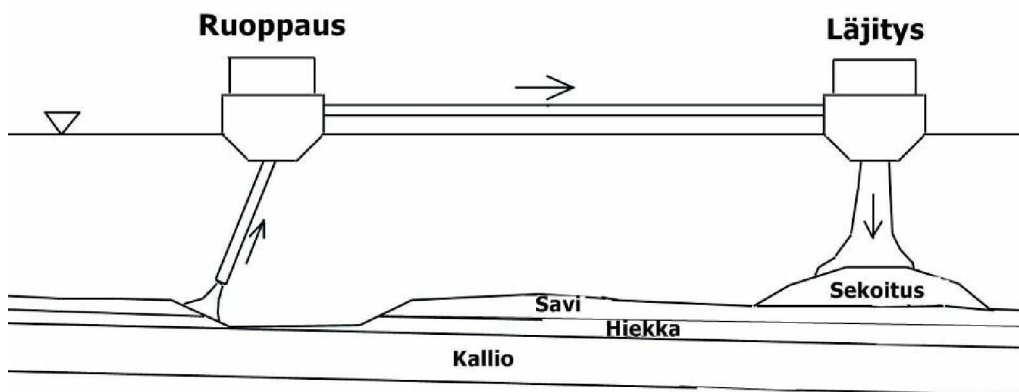
Kuva 11. Ilmakuplaverhon toimintaperiaate (Boskalis 2012).

3.3 Puhtaiden massojen meriläjityksen vaikutukset

3.3.1 Veden kiintoainekuorma ja sameus

Ruoppausmassojen meriläjitys muuttaa pohjasedimentin ominaisuuksia, rikkoo kerrosrakenteen ja aiheuttaa veden samentumista (Kuvat 12 ja 13). Turun Pohjois-Airistolla tehdyissä tutkimuksissa havaittiin, että läjitysalueen massa on luonnontilaista merenpohjaa herkempää eroosiolle (Virtasalo 2001). Mahdollisen samentuman leviämiseen vaikuttavat monet tekijät, muun muassa läjitettävän massan partikkelikoko, sääolosuhteet, virtaukset, vesiliikenne ja veden pH. Myös läjitettävän sedimentin orgaanisen aineksen pitoisuus, koheesio, tiheys, viskositeetti ja mineralogia vaikuttavat (Pennekamp ja Quaak 1990). Lisäksi käytetyllä ruoppausmenetelmällä on merkitystä. Suomen pohjoisrannikolla merenpohja on pääpiirteissään kovempaa kuin eteläisemmillä alueilla ja pehmeää liejuista pintasedimenttiä on vain ohut kerros, joten läjitysten aiheuttama samentuma jää vähäisemmäksi (Kemin satama 2010).

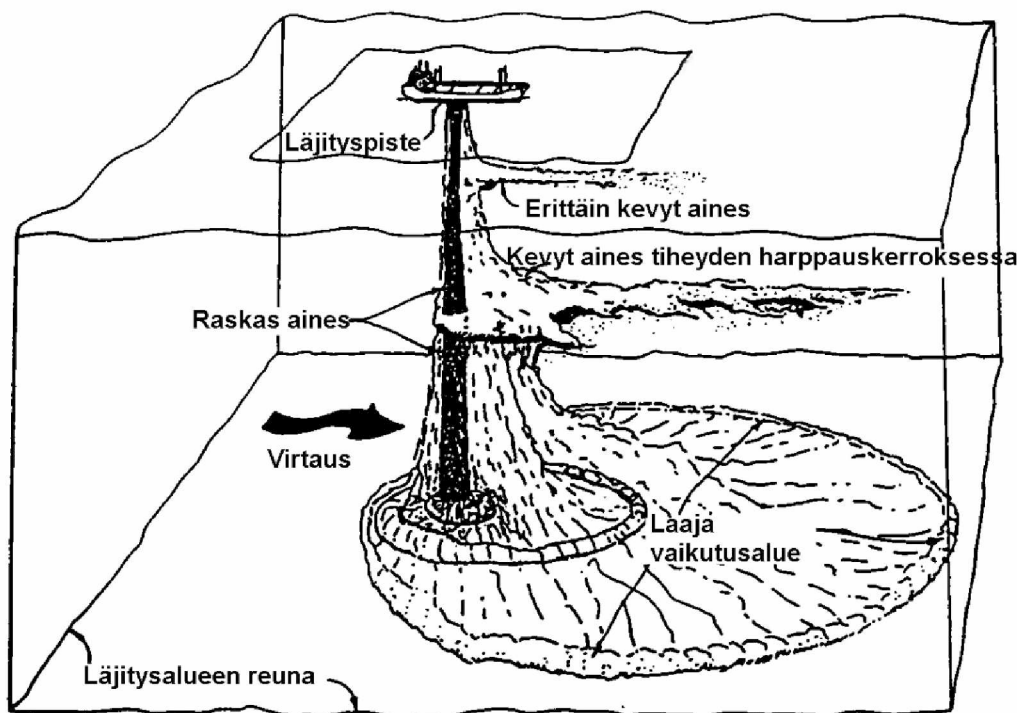
Tyypillisesti samentuminen jää paikalliseksi ja lyhytaikaiseksi. Esimerkiksi Karlssonin (1983) mukaan samentumista havaitaan enintään muutaman viikon ajan 100–1000 metrin säteellä läjitysalueesta. Vuosaaren satamahankkeen sameuskartoitusten yhteydessä todettiin meriläjitysten aktiivisimmilla ajanjaksoina kiintoaineen kulkeutuvan pohjan läheisessä kerroksessa noin kahden ja puolen kilometrin etäisyydelle Vuosaaren läjitysalueen keskipisteestä. Vedenlaatumallin perusteella myrskyissä ja muissa ääritilanteissa kiintoaineen kulkeutumista tapahtui huomattavasti laajemmalle alueelle (Vatanen et al. 2012). Haminan Uolionselän läjitysalueella suoritetun sameuskartoituksen perusteella pohjanläheistä samentumaa on ilmeisesti esiintynyt läjitystöiden aikana suunnilleen kilometrin läpimittaisella alueella (Mattila ja Raunio 2010).



Kuva 12. Periaatekuva siitä, miten ruoppaus ja läjitys saattavat muuttaa merenpohjan geologisia olosuhteita ja topografiaa (Lee 2001). Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Sameus ilmoitetaan yleensä NTU-yksikköinä (nephelometric turbidity unit), jotka vastaavat suuruudeltaan yleisesti laboratoriossa määritettyjä FTU-yksiköitä (formazin turbidity unit). Molemmat yksiköt kuvaavat valon sirontaa vedessä, mutta perustuvat eri määritysstandardiin (Vatanen ja Haikonen 2008). Yksi FTU-yksikkö vastaa noin yhden mg/l kiintoainespitoisuutta. Kirkkaan veden sameusarvo on pienempi kuin yksi FTU. Lievästi samean veden arvo on yhdestä viiteen FTU-yksikköä ja silmämääräisesti selvästi havaittavan sameuden raja-arvo on suunnilleen kymmenen FTU (Oravainen 1999).

Vatasen ja Haikosen (2010) mukaan meriläjityksen samentava vaikutus kohdistuu pääosin vesialueen pohjakerrokseen (Kuva 13). Pohjois-Amerikassa tehtyjen tutkimusten mukaan ylempiin vesikerrokseen suspendoituneen kiintoaineksen määrä läjityksen aikana oli tyypillisesti yhden prosentin verran läjitetystä massasta, vaihteluvälin ollessa yhdestä viiteen prosenttia. Kyseisten tutkimusten kohteissa vesisyvyyydet olivat 14–67 metriä ja läjitetyn massan raekoko vaihteli hiekkaisesta siltistä silttiseen saveen (Environment Canada 1994).



Kuva 13. Periaatekuva läjitetyn massan leviämisestä (Pequegnat et al. 1990). Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Meriläjityksen vaikutukset veden sameuteen pitkällä aikavälillä ovat hankalasti erotettavissa alueen luontaisista taustapitoisuuksista. Taustapitoisuudet vaihtelevat runsaasti alueittain, esimerkiksi jokisuiden ja merenlahtien taustapitoisuudet ovat tyypillisesti korkeita (Parr et al. 1998). Sään ääriolosuhteet, kuten myrskyt, voivat lisätä sameutta jopa muutamalla kymmenellä FTU-/NTU-yksiköllä (FCG 2011). Myös esimerkiksi runsaat sinileväkukinnot voivat nostaa sameusarvoja.

Sameusmittauksissa Vuosaaren satamahankkeen aikana Mustakuvun ja Vuosaaren läjitysalueiden ympäristössä havaittiin tausta-arvoista poikkeavia sameuslukemia ainoastaan niinä ajankohtina, jolloin läjityksiä tehtiin. Muina mittausajankohtina sameusarvot vastasivat alueen luontaisia pitoisuuksia (Vatanen ja Haikonen 2008, Lindfors et al. 2008, Vatanen 2010b). Esimerkiksi Mustakuvun alueella kolmen päivän aikana suoritettujen läjitystyö nostivat sameusarvoja reilulla kymmenellä NTU-yksiköllä noin kolmen tunnin ajaksi, mutta arvot palautuivat nopeasti luontaiselle tasolle. Vähäisistä läjitysmääristä huolimatta Mustakuvun läheisillä linjoilla havaittiin normaalia enemmän irtonaista sedimenttiä.

Turun Sataman Rajakaran läjitysalueen tarkkailun yhteydessä (Pekkarinen et al. 2010) todettiin vuonna 2003 monella seuranta paikalla veden sameutumista, vaikka ruoppausta ja läjitystä ei tuolloin tehty. Sameuden keskittyminen tarkkailualueen pohjoisimmille alueille viittaa siihen, että kiintoaineksestä saattoi olla peräisin vanhalta Kuuvaan läjitysalueelta. Osa kiintoaineksestä saattoi olla peräisin myös Aurajoesta. Rajakaran läjitysalueelta sameus tuskin oli peräisin, sillä se on suhteellisen kaukana.

Rajakarin läjitysalueella suoritettujen kaikuluotausten perusteella lasketut ruoppausmassojen määrät vastasivat melko hyvin läjitetyiksi ilmoitettuja massamääriä. Ainoastaan Rajakarin läjitysalueen kaakkoiskulmassa oli tapahtunut ruoppausmassojen kulkeutumista läjitysalueen ulkopuolelle. Kaikuluotausaineistoihin perustuvien havaintojen mukaan poiskulkeutuneen aineksen määrä oli vähäinen (Turun Satama 2013).

3.3.2 Kalasto ja kalatalous

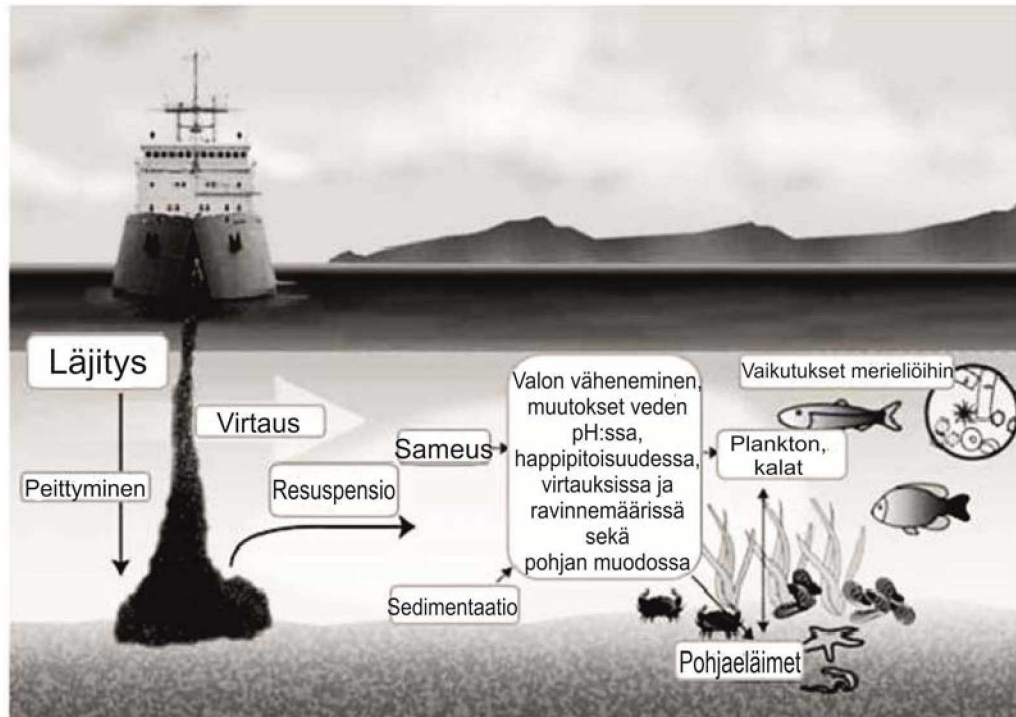
Meriläjitysten vaikutukset kalakantoihin ovat kiistanalaisia. Kalojen liikkuvuus ja useat muut kalakantoihin vaikuttavat tekijät vaikeuttavat läjitysten todellisten vaikutusten arviointia. Läjitysalueilta mahdollisesti kulkeutuva kiintoaines voi suoraan peittää mätää ja vähentää poikastuotantoa sekä liata pyydyksiä. Se voi myös vaikuttaa välillisesti häiritsemällä kalojen luonnollista elinympäristöä ja pohjakaasvillisuutta. Lisäksi sameus saattaa karkottaa kalaparvia. Sitä, miten paljon meriläjitysalueet lisäävät veden kiintoainekuormitusta, ei ole kuitenkaan pystytty varmasti todentamaan (mm. Vahteri 2000, Ympäristöministeriö 2004, Vatanen ja Haikonen 2008, Pekkarinen et al. 2010, Peltonen 2012 ja Vatanen et al. 2012).

Kalakantojen ja kalatalouden jälkitarkkailuja on toteutettu muun muassa kalastuskirjanpidon, kutupaikkojen kartoituksen, koekalastusten, kalastustiedustelujen ja pyydysten limoittumistutkimusten avulla (mm. Mattila et al. 2010, Vatanen ja Haikonen 2008, Peltonen 2012). Läjitysalueiden jälkitarkkailussa keskitytään usein erityisesti silakkakantojen tarkkailuun, sillä se on merkittävä saaliskala ja välttää sameaa vettä (Lehtonen 2003). Läjitysten aiheuttamia kalastohaittoja voidaan vähentää ajoittamalla läjitystyöt kutuaikojen ulkopuolelle.

Vatasen ja Haikosen (2008) mukaan Vuosaaren meriläjitysalueen vaikutusalueella kalastus on vähäistä muun muassa runsaan satamaliikenteen vuoksi, eikä kalastajilla ollut huomauttamista läjitysten aiheuttamista haitoista. Haminassa vuonna 2010 suoritettua pyydysten limoittumistutkimuksessa ei läjitysalueen havaittu aiheuttavan merkittävää pyydysten likaantumista (Mattila et al. 2011). Pekkarisen et al. (2010) mukaan Turun Sataman Rajakarin läjitysalueella silakan mädin kuolleisuus vaihteli vuosien 2003–2009 tarkkailujakson aikana samansuuntaisesti kuin vertailualueella. Tosin läjitysalueen ympäristön ja vertailualueen olosuhteet olivat huomattavan erilaiset, joten tulosten vertailu on vaikeaa.

3.3.3 Vesikasvillisuus ja pohjaeläimistö

Sameuden lisääntyminen vähentää valon tunkeutumisvyvyttä vesipatsaassa, mikä voi väliaikaisesti heikentää vedenalaisen kasvillisuuden ja planktoneliöstön elinolosuhteita (Parr et al. 1998). Lyhytaikaisesta samentumisesta ei kuitenkaan yleensä aiheudu pohjakaasvillisuudelle pysyvää haittaa (Leinikki 2011). Eliöt, joiden elinalueen sameusarvot ovat luontaisesti korkeat, pystyvät hyvin sietämään läjityksen mahdollisesti aiheuttamaa veden samentumista (Pedicord ja McFarland 1978 sekä Stern ja Stickle 1978).



Kuva 14. Kaavakuva läjityksen vaikutuksista vedenalaiseen luontoon (PIANC 2009). Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Läjitetty sedimentti saattaa myös peittää pohjaeliöstöä alleen. Peittyminen aiheuttaa eliöille stressiä ja voi johtaa niiden menehtymiseen (Bray et al. 1997). Läjitys-toiminnan seurauksena mahdollisesti merenpohjalle laskeutuva kiintoaines saattaa estää eliöiden kiinnittymisen uusille elinpaikoille. Läjitykset voivat myös aiheuttaa ravinteiden vapautumista läjitysmassoista. Ravinnepitoisuuksien kohoamisen on kuitenkin havaittu olevan lyhytaikaista (Karlsson 1983, FCG 2011).

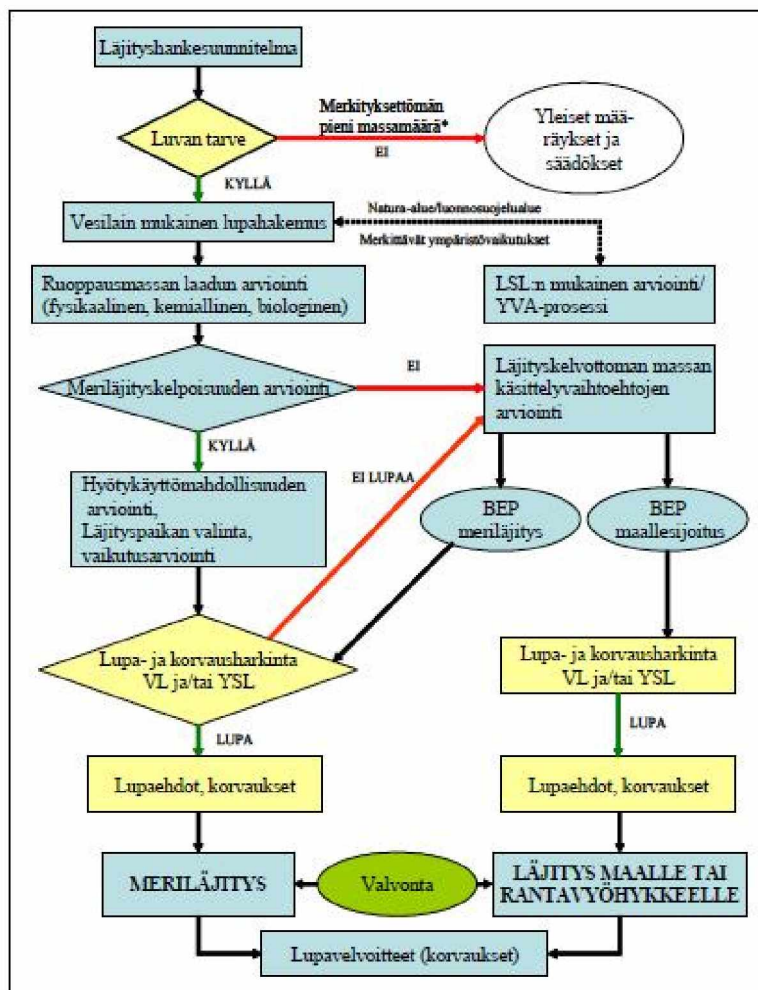
Rakkolevää käytetään yleisesti indikaattorilajina arvioitaessa vedenalaisen luonnon tilaa, sillä sen esiintyminen indikoi merialueen hyvää kuntoa. Mustakuvun läjitysten vaikutusalueella muutokset rakkoleväyhdyskuntien peittävytydessä ovat olleet kymmenen vuoden seurantajakson aikana vähäisiä ja selitettävissä rakkolevän esiintymisen luontaisella vuosittaisella vaihtelulla. Rakkolevän esiintymisalueiden syvärajojen alentuminen johtuneen Itämeren rehevöitymisestä (Vatanen ja Haikonen 2008).

Vatosen et al. (2012) mukaan Vuosaaren satamahankkeen yhteydessä läjitysmassojen leviäminen ympäristöön ilmeni lähiympäristön pohjaeläinyhteisöjen taantumisenä hankkeen alkuvuosina. Varsinaisella läjitysalueella pohjaeläimistö oli niukkaa koko satamahankkeen ajan. Tämä johtui osin myös pohjalla vallinneesta heikosta happitilanteesta. Esimerkiksi vuonna 2003 alueen pohja oli sedimenttihakintojen perusteella hapettomuudesta kielivää sulfidiliejua eikä alueelta löytynyt lainkaan pohjaeläimiä. Vuonna 2009 pohjaeläimistön määrä lisääntyi selvästi ja erityisesti tulokaslaji *Marenzelleria* runsastui. Muutokset läjitysalueen ympäristössä olivat samansuuntaisia.

3.4 Lainsäädäntö Suomessa

Ruoppaus- ja meriläjätyshankkeita ohjaavat useat säädökset. Suomessa keskeisimpiä näistä ovat vesitaloushankkeita säätelevä vesilaki (587/2011) sekä ympäristönsuojelulaki (86/2000). Ruoppaaminen vaatii aina vesilain mukaisen luvan, jos ruoppausmassojen määrä ylittää 500 m³ rajan, eikä kyse ole julkisen kulkuväylän kunnossapidosta. Lisäksi lupa tarvitaan, jos ruoppaushanke voi aiheuttaa yleistä tai yksityistä etua loukkaavan muutoksen vesistöön. Meriläjätyksessä puolestaan vaatii vesilain mukaisen luvan, jos sijoittaminen tapahtuu hylkäämistarkoituksessa merialueella. Tosin jos läjitettävän materiaalin määrän voidaan todeta olevan merkityksettömän vähäinen, lupaa ei tarvita. Tämä on kuitenkin harkittava tapauskohtaisesti ja asiaan vaikuttaa muun muassa läjitettävän massan kemiallinen laatu. Vesilain mukaista lupaa ruoppaukselle ja läjitykselle haetaan hankealueen aluehallintovirastolta (AVI). Lupapäätösten valmistelussa käytetään ympäristöministeriön Ruoppaus- ja läjitys-ohjetta (2004), jota ollaan päivittämässä vuoden 2014 aikana.

Hankkeen yleissuunnitelma toimii vesilupasuunnittelun teknisenä sisältönä (Sirkkiä 2009), mutta lupakäsittely edellyttää lisäksi erilaisten vaikutus selvitysten tekemistä. Lupasuunnitelman ja tarvittavien vaikutus selvitysten sisältö riippuu siitä, painottuvatko vaikutustarkastelut pitkäaikaisiin vai työnaikaisiin vaikutuksiin. Vesilain perusteella voidaan myös asettaa määräyksiä vaikutusten tarkkailusta (Kuva 15).



Kuva 15. Läjätyshankkeen lupaprosessi (Vahanne ja Veistola 2007).

Ruoppaus- ja läjityshankkeisiin sovelletaan YVA-lain (468/1994) ja -asetuksen (713/2011) mukaista ympäristövaikutusten arviointia eli YVA-menettelyä harkinnan mukaan, sillä niitä ei ole sellaisenaan sisällytetty YVA-asetuksen hankeluetteloon. Näin toimitaan, jos hanke voi todennäköisesti aiheuttaa merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia. YVA-menettelyn tarpeesta päättää tapauskohtaisesti paikallinen elinkeino-, liikenne-, ja ympäristökeskus (ELY-keskus).

YVA-menettelyssä selvitetään ja arvioidaan hankkeen ympäristövaikutukset sekä kuullaan viranomaisia ja niitä, joiden etuihin tai oloihin hanke saattaa vaikuttaa tai joiden toimialaa vaikutukset saattavat koskettaa. YVA-laki ja -asetus velvoittavat selvittämään hankkeen ympäristövaikutukset ennen kuin hankkeessa ryhdytään ympäristövaikutusten kannalta olennaisiin toimiin. YVA on tehtävä viimeistään ennen vesilain mukaisen luvan myöntämistä. YVA tehdään tyypillisesti hankkeen yleis-suunnitteluvaiheen yhteydessä.

Jätelainsäädäntöä (646/2011) sovelletaan, jos ruoppausmassat täyttävät jätelain mukaiset jätteen määritelmät. Läjityshankkeissa on huomioitava myös muinaismuistolaki (295/1993), jonka piiriin kuuluvat esimerkiksi yli sata vuotta vanhat hylät. Maankäyttö- ja rakennuslaki (1999/132) tulee puolestaan sovellettavaksi erityisesti satamien rakennushankkeiden yhteydessä. Näiden lisäksi on otettava huomioon vesien- ja merenhoitosuunnitelmat sekä Suomea sitovat kansainväliset sopimukset.

Läjityshankkeissa on huomioitava myös luonnonsuojelulaki (1096/1996), jonka kannalta keskeisiä ovat läjitystoiminnan mahdolliset vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen. Jos ruoppaus- ja läjityshanke sijoittuu Natura 2000 -alueelle tai sen läheisyyteen, on arvioitava toiminnan vaikutukset alueen suojeluperusteisiin. Tämä luonnonsuojelulain mukainen arviointi on tehtävä, jos hanke todennäköisesti heikentää merkittävästi niitä luonnonarvoja, joiden perusteella alue on sisällytetty Natura 2000 -verkostoon.

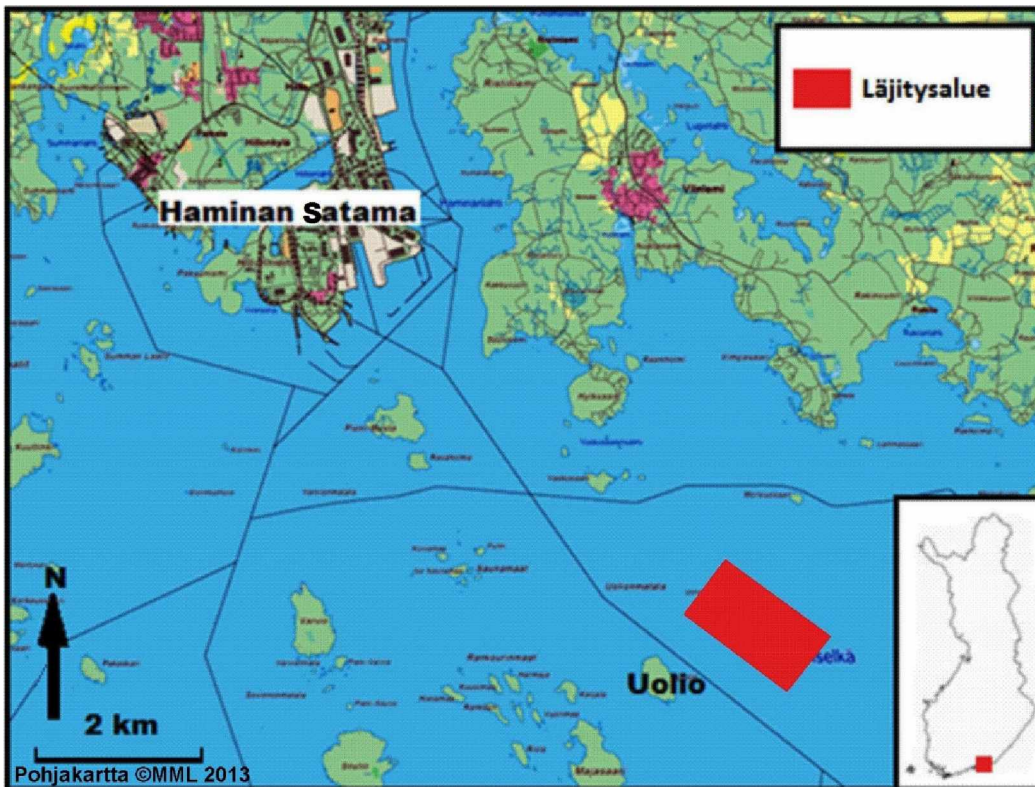
Läjittämistoiminnan säätelyä ohjaavat myös useat kansainväliset sopimukset. Kansainvälisesti keskeisin niistä on Kansainvälisen merenkulkujärjestön (IMO) Lontoon sopimus (London Convention) vuodelta 1972. Sen keskeisenä tavoitteena on säädellä globaalisti jätteen ja muun aineksen sijoittamista mereen ja näin ehkäistä merialueiden pilaantumista. Merkittävä on myös Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus (niin sanottu Helsingin sopimus) vuodelta 1992. Sopimuksen toimeenpanevana elimenä on Itämeren suojelukomissio HELCOM. Suomessa sopimus on pantu täytäntöön ensisijaisesti merensuojelulailla (1415/1994) ja vesilakiin tehdyillä muutoksilla. HELCOMin suosituksena on vuonna 2007 annettu ohje ruoppausmassojen läjityksestä (HELCOM 2007b). Suomea sitoo valuma-alueen kautta myös Koillis-Atlantin suojelusopimus vuodelta 1992 (OSPAR-sopimus).

4 Tutkimusalueet

4.1 Haminan Uolionselkä

4.1.1 Sijainti ja kuvaus

Haminan tutkimusalue sijaitsee Itäisen Suomenlahden saaristossa, Uolionselällä (Kuva 16). Alue on Haminan Satamasta noin kuusi kilometriä kaakkoon. Haminan Satama on Suomen itäisin merisatama ja tästä syystä merkittävä Venäjälle suuntautuvan transito-liikenteen kannalta. Vuonna 2011 Haminan Satama Oy yhdistyi Kotkan Satama Oy:n kanssa HaminaKotkan Satama Oy:ksi ollen vuonna 2012 Suomen toiseksi suurin tavaraliikenteen satama heti Sköldvikin öljysataman jälkeen (Suomen satamaliitto 2013). Tutkimusalueen läheisyydessä kulkee Haminan 12,0 metrin väylä.

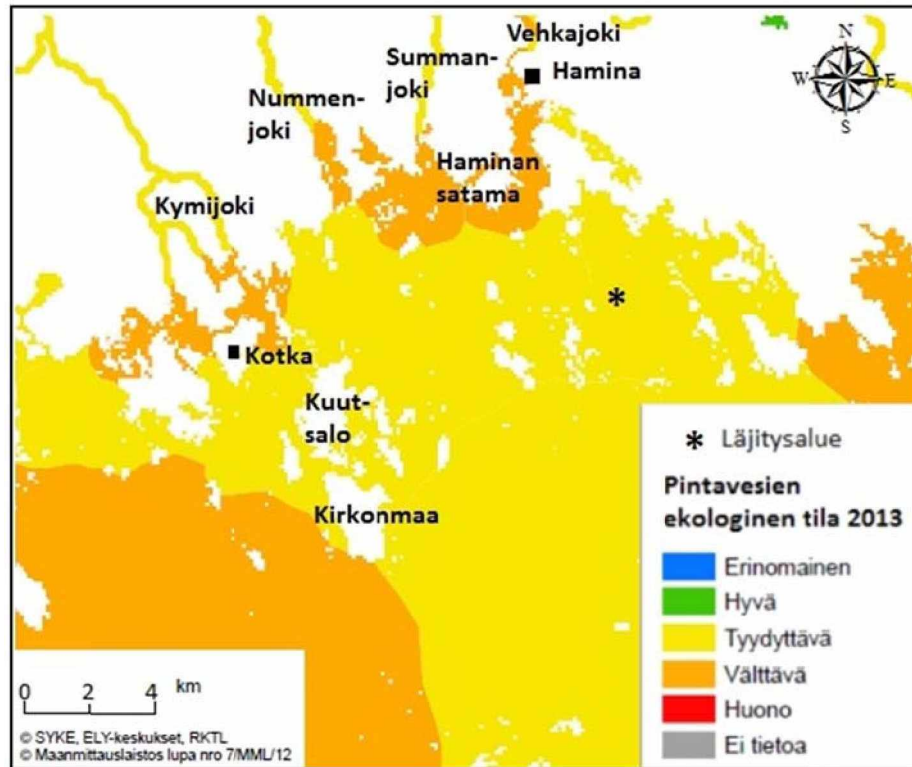


Kuva 16. Haminan tutkimusalueen sijainti.

Suomenlahti kärsii rehevöitymisestä varsin korkean kuormituksen takia ja sinileväkukinnot ovat alueella tavallisia kesäisin ja syksyisin. Haminan merialueen vedenlaatuun vaikuttavat suuresti alueelle laskevat Kymijoki, Nummenjoki, Summanjoki ja Vehkajoki sekä Haminan ja Kotkan jätevedet. Joet tuovat merialueelle merkittävää kiintoainekuormitusta, esimerkiksi Kymijoen kiintoainespitoisuus on viime vuosina ollut keskimäärin noin neljästä viiteen mg/l joen alajuoksulla sijaitsevalla Karhulan mittauspisteellä (Åkerberg 2013). Merkittävää ravinnekuormitusta tulee Suomen rannikon lisäksi ajoittain Vironlahden kalankasvatuslaitoksilta sekä Venäjän rannikolta, varsinkin Pietarin alueelta.

Haminan edustalla jätekuormitus on aivan viime vuosina vähentynyt selvästi, kun alueen merkittävin kuormittaja, Summan paperitehdas lopetti toimintansa alkuvuodesta 2008. Myös Nuutniemen jätevedenpuhdistamo suljettiin syyskuussa 2010,

minkä jälkeen jätevedet on johdettu siirtoviemärissä Kotkan Mussalon puhdistamoon (Anttila-Huhtinen 2013). Suomenlahden Suomen puoleisen rannikon ekologinen tila luokiteltiin vuonna 2013 pääosin välttäväksi, Haminan merialueen tila oli pääasiassa tyydyttävä (Kuva 17).



Kuva 17. Haminan lähivesistöjen ekologinen tila vuonna 2013 (Ymparisto.fi 2013). Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Eläinlajistoltaan merialue on monipuolinen ja kalataloudellisesti merkittävä. Sen sisäsaaristossa tavataan yleisesti kuhua, silakkaa, madetta, kilohailia, haukea ja ahventa (Kauppinen 2010). Alueen matalikoilla on myös vaellussiian tärkeitä kutualueita (Ritari, J. 2004) ja Kymijoki on onnistuttu palauttamaan merkittäväksi merilohen kutujoeksi runsaiden istutusten ansiosta (Rinne et al. 2007). Alueen saaret ja luodot ovat hyvin tärkeitä pesimäalueita useille saariston lintulajeille, erityisesti selkälökille ja riskilälle (Yrjölä 2005).

4.1.2 Alueen geologia ja hydrografia

Vesisyvyys Uolionselällä on pääosin 10–18 metriä. Vesi on vähäsuolaista murtovettä, jonka suolapitoisuus on noin neljä promillea. Lähialue on suhteellisen harvaa saaristoa, jota luonnehtivat laajojen selkävesien muodostamat altaat sekä niitä rajaavat saarten ja matalikkojen muodostamat kynnykset. Kynnykset hidastavat veden vaihtumista alueella. Saaret ovat metsäisiä ja kallio- tai kivikkorantaisia. Alueen kallioperä koostuu pääosin herkästi moroutuvasta rapakivigraniitista (Simonen 1973). Rapakivialueelle ovat tyypillisiä jyrkkärinteiset laaksot ja rinteet. Jääkauden jälkeinen maankohoaminen alueella on hidasta, vain noin yhdestä kahteen millimetriä vuodessa. Maaperä on luontaisesti melko karu ja kalliopaljastumia on

runsaasti. Tosin Haminan merialueeseen laskevien jokien varsilla on laajoja savimaita (Valovirta 1972).

Läjäytysalue sijaitsee virtausolosuhteiltaan rauhallisella alueella (Merenkulkulaitos 2006). Veden virtaussuunta vaihtelee tuulten ja vedenkorkeuden vaihtelun mukaan varsinkin kesäkerrostuneisuuden aikana (Pitkänen et al. 1990). Loppukesällä lämpötilakerrostuneisuuden purkauduttua pintavirtaus suuntautuu pääsääntöisesti länteen. Todennäköisesti samansuuntaiset virtaukset ovat vallitsevia myös talvella ja alkukevällä jääpeitteen aikana (Ritari 2004).

Haminan merialueen merenpohja on pääasiassa liejupohjaa ja varsinkin alueen ulkosissa sulfidiliejua esiintyy runsaasti (Niinimäki ja Vatanen 2006). Tämä ilmentää pohjan huonoja happioloja. Läjäytysalueen pohja luokiteltiin vuonna 2004 tehdyn sedimenttitutkimuksen (Vatanen ja Niinimäki 2005) perusteella kuolleeksi syvänealuepohjaksi. Läjäytysalueelta otettu pintasedimenttinäyte koostui mustasta liejusta, jossa havaittiin selvä rikin haju. Pohjaeläimiä ei tutkimuksessa havaittu. Läjäytysalue sijaitsee sedimenttitutkimuksen mukaan sedimentaatiopohjalla, josta läjäytysmassojen ei oleteta lähtevän liikkeelle. Vuoden 2010 läjäytyksillä ei havaittu olleen merkittäviä vaikutuksia alueen vesieliöstöön tai merenpohjan tilaan (Matti et al. 2011).

4.1.3 Läjäytyshistoria

Läjäytykset liittyvät hankkeeseen, jossa Haminan satamaan johtava 10,0 metrin väylä ja Haminan satama-alue syvennettiin 12,0 metrin kulkusyvytyteen. Lisäksi väylälinjausta muutettiin toteuttamalla niin kutsuttu Saukon oikaisu. Oikaisu lyhensi matkaa Haminan satamaan suunnilleen viisi kilometriä. Väylän syventämisen tarkoituksena oli mahdollistaa suurempien alusten pääsy satamaan ja parantaa irtolastikuljetusten kuljetustaloutta. Aikaisempi 10,0 metrin väylä oli valmistunut vuonna 1984. Itä-Suomen ympäristölupavirasto myönsi hankkeelle luvan helmikuussa 2008 (lupa nro 17/08/2), jonka Vaasan hallinto-oikeus vahvisti toukokuussa 2008 (päättös 08/0151/1). Työt käynnistyivät kesällä 2009.

Väylän ruoppaustyöt tehtiin kuokkakauharuoppauksella ja joissain kohteissa suoritettiin myös vedenalaista louhintaa. Ruoppauskohteita oli yhteensä 19. Ruopatut massat läjitettiin joko sataman läjäytysalueelle tai Uolionselän meriläjäytysalueelle. Uolionselän läjäytyshanke valmistui vuonna 2010. Läjäytys tehtiin tason MW₂₀₀₅ -13,5 m alapuolelle. Läjäytysalueen koko on noin 118 hehtaaria ja läjitetyn sedimentin tilavuus noin 360 000 m³ ktr (ktr = kiintoteoreettinen kuutio). Läjitetystä aineksesta noin 80 prosenttia on savea sekä liejua, loppuosa on saven ja siltin sekaista hiekkaa ja moreenia. Läjäytys on tehty koko lastitilan mitalta avattavasta palkoproomusta pudottamalla (Merenkulkulaitos 2006).

4.2 Naantalin väylän sisin läjitysalue

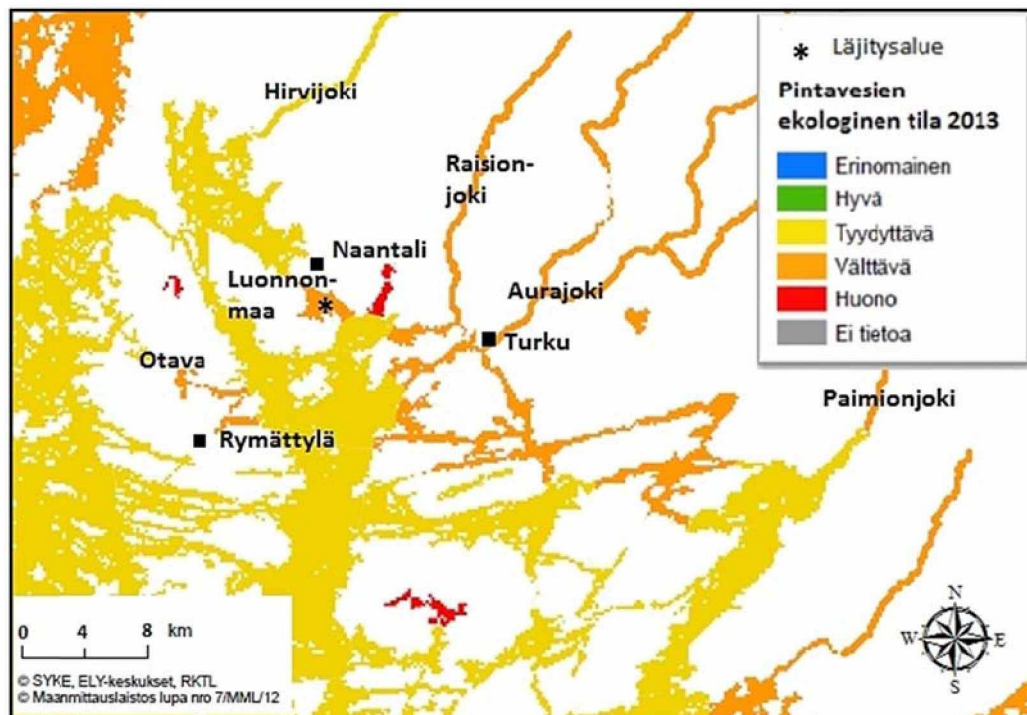
4.2.1 Sijainti ja kuvaus

Naantalin tutkimusalue sijaitsee Turun luoteispuolella Luonnonmaan saaren ja mantereen välissä, Naantalinsalmessa (Kuva 18). Salmi kaventuu Airiston merialueen pohjoispuolella olevasta Viheriäistenaukosta, josta se jatkuu luoteeseen kohti Naantalinaukkoa. Salmessa kulkee Utö-Naantalin väylä, jonka kulkusyvyys on 15,3 metriä. Se on 120 kilometrillään Suomen pisin meriväylä sekä yksi syvimmistä. Meriläjitysalue on Naantalin sataman kaakkoispuolella, aivan Neste Oilin jalostamon edustalla. Satama oli Suomen viidenneksi suurin satama tavaraliikenteen perusteella vuonna 2012 (Suomen satamaliitto 2013). Läjitysalueen kaakkois- ja luoteispuolilla on vedenalaiset suojapengeret.



Kuva 18. Naantalin tutkimusalueen sijainti.

Alueen vesi on vähäsuolaista murtovettä, jonka suolapitoisuus on noin viisi promillea. Salmen vedenlaatuun vaikuttavat merkittävästi Turun, Raision ja Naantalin jätevedet sekä lähistölle laskevat Aurajoki, Raisionjoki, Hirvijoki ja Paimionjoki. Jokien valuma-alueella on runsaasti intensiivistä maataloutta ja eroosioherkkiä savimaita (Salmi ja Kipinä-Salokannel 2010). Tämän seurauksena jokien mereen kuljettama ravinne- ja kiintoainekuormitus on varsin suuri. Erityisesti Aurajoki on merkittävä kuormittaja, ja sen kuljettama sedimenttiaines muodostaa valtaosan Turun edustalle sedimentoituvasta aineksesta. 1990-luvulla joen kuljettama vuosittainen kiintoainekuorma on ollut suunnilleen 8 000–13 000 tonnia vuodessa (Kauppila ja Wright 1997). Tutkimusalue sijaitsee suojaisessa salmessa ja on siksi hyvin altis rehevöitymiselle. Alueen rehevöitymisongelmaa pahentaa lisäksi sisäinen kuormitus. Saaristomeren ekologinen tila luokiteltiin vuonna 2013 pääosin tyydyttäväksi. Naantalinsalmen tila oli välttävä (Kuva 19).



Kuva 19. Tutkimusalueen lähivesistöjen ekologinen tila vuonna 2013 (Ymparisto.fi 2013). Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Saaristomerellä tavataan lähes kaikkia Suomen merialueiden pohjaeläin- ja kalalajeja. Suojaisa saaristo tarjoaa monille kalalajeille hyvät kutualueet ja Saaristomerellä onkin muun muassa hyvin tärkeitä silakan kutualueita (Vahteri 2000). Airiston merialueen merkittävimmät ammattikalastuksen pyyntikalat ovat silakka ja kuha (Pekkarinen et al. 2012). Viime vuosina vapaa-ajan eri vapakalastusmuotojen suosio vaikuttaa kasvaneen. Samalla ammattikalastajien määrä on vähentynyt, mutta jäljellä olevat ammattikalastajat kalastavat aikaisempaa useammalla pyydyksellä (Turun satama 2012). Ajoittain alueella esiintyy myös runsaasti vaelluskaloja Aurajokeen tehtyjen istutusten ansiosta.

4.2.2 Alueen geologia ja hydrografia

Lähialueelle ovat luonteenomaisia äkkijyrkät kallioreunaiset merenlahdet ja pitkänomaiset salmet. Seudun topografia on vaihteleva ja pohjan syvyysvaihtelut ovat suhteellisen jyrkkiä, sillä alueella risteävät useat kallioperän murtumalinjat. Hallitseva murroslinja on etelä-pohjoissuuntainen Airiston syväne. Alueen suurimmat murroslinjat eivät ole kivilajista riippuvaisia, mutta tyypillisesti ne ovat liuskeisuuden suuntaisia tai kohtisuorassa sitä vastaan (Heino 1970). Vaikka Saaristomerен keskisyvyys on vain 23 metriä, on esimerkiksi Airiston merialueella jopa 90 metriä syviä alueita ja kallioperän suhteelliset korkeuserot ovat paikoin jopa 140 metriä (Niemelä et al. 1987). Merenpohjan savikerrokset kuitenkin tasoittavat korkokuvaa. Kallioperä koostuu pääosin kiillegneissistä ja paleoproterotsooisista syväkivilajeista, kuten mikroliinigraniitista ja granodioriitista (Lindberg et al. 1994). Kujansuun ja Niemelän (1984) mukaan maaperää puolestaan luonnehtii savien ja kalliomaiden runsaus sekä pohjamaan vähäisyys. Merenpohjan pintakerros koostuu virtausoloiltaan suojaisilla alueilla pääosin liejusavesta ja voimakkaampien virtausten vaikutusalueella postglasiaalisavesta tai kalliosta. Alueella on yhä käynnissä jääkauden jälkeinen maankohoaminen, vuodessa maa nousee noin neljästä viiteen millimetriä (Salonen et al. 2002).

Tutkimusalueen virtausoloja on tutkittu rekisteröivien virtausmittarien avulla 1970-luvun lopulla (Virtaustutkimuksen neuvottelukunta 1979). Tutkimuksen mukaan Saaristomeren virtaukset ovat pääosin eri vesikerroksissa esiintyvää edestakaista ja lyhytaikaista heilahtelua, eikä laajoja kiertovirtauksia juuri esiinny. Tulosten perusteella on arvioitu, että Naantalinsalmessa pintavirtausten todennäköisin suunta on luoteeseen eli Naantalinaukolle päin. Läpivirtausta tapahtuu toki molempiin suuntiin, mutta kaakon suuntaisen virtauksen jaksot ovat lyhyempiä ja hitaampia. Salmen pohjavirtaukset puolestaan suuntautuvat selvästi yleisemmin kaakkoon kohti Viheriästenaukkoa ja Airistoa. Selvää kaakonsuuntaista läpivirtausta esiintyi noin 20 prosenttia havaintoajasta. Vastakkaisen suuntainen läpivirtaus pohjakerroksessa on melko harvinaista. Virtausnopeus alueella on verrattain alhainen, vuonna 2009 Naantalın väylän vesistötöiden aikana tehtyjen virtausmittausten mukaan alueen virtausnopeus oli 97 prosenttia mittaustajasta 5 cm/s tai sen alle (Vatanen 2010a).

Läjitysalue sijaitsee osittain vilkkaasti liikennöidyllä väyläalueella. Tämän seurauksena voimakkaat potkurivirtaukset lisäävät veden kiintoainepitoisuutta. Väylän vesistötöiden valmistuttua toteutettiin syksyllä 2010 Pohjois-Airistolla ja Naantalın Öljysataman edustalla sameuskartoitus (Lindfors 2012). Kartoituksessa havaittiin, että tutkimuksessa käytetty alus aiheuttaa merkittävää sameusarvojen nousua alle 20 metrin syvyisillä väyläosuuksilla ja satama-alueilla. Seuraavana vuonna tehdyssä kartoituksessa saatiin samansuuntaiset tulokset, mutta potkurivirtausten vaikutus oli vähäisempi. Tämän Lindfors arvelee johtuvan siitä, ettei ruoppaustöiden yhteydessä irronnutta sedimenttiä esiinny enää yhtä laajalla alueella ja että pohjan pintakerros on jo ehtinyt huuhtoutua. Keskimääräinen sameustaso Neste Oilin sataman luona oli 7,2 NTU vuonna 2009.

4.2.3 Läjityshistoria

Tutkimusalueelle tehdyt läjitykset liittyvät mittavaan hankkeeseen, jossa Utö-Naantalın väylä syvennettiin 15,3 metrin kulkusyvyyyteen. Syventäminen mahdollisti suurien tankkereiden kulkemisen väylällä täydessä lastissa. Aikaisempi 13,0 metrin väylä oli valmistunut vuonna 1986. Samassa yhteydessä Neste Oil Oyj:n jalostamon öljylaiturin tuntumassa sijainnut noin viiden hehtaarin suuruinen niin sanottu Motonmatalan matalikko poistettiin ja jalostamon laituri 1 ruopattiin. Myös satama-alueella toteutettiin pienimuotoisia kunnostusruoppauksia. Näiden hankkeiden ruoppausmassoja läjitettiin tutkimuskohteena olevalle läjitysalueelle. Väylän syventämishankkeessa käytettiin kyseisen läjitysalueen lisäksi myös neljää muuta läjitysaluetta ja osa Neste Oil Oyj:n laiturin ruoppausmassoista sijoitettiin maalle.

Hankkeiden lupaprosessi oli varsin vaiheikas ja pitkäkestoinen (Länsi-Suomen ympäristölupavirasto, päätökset nro 126/2004/4, 17/2004/2 ja 84/2008/2; Vaasan hallinto-oikeus, päätökset nro 06/0278/3 ja 06/0280/3 sekä KHO nro 1958). Tästä johtuen ruoppaustyöt alkoivat myöhässä ja jouduttiin välillä keskeyttämään. Ruoppaukset tehtiin vuosina 2006–2009 kauharuoppauksella ja joissain kohteissa suoritettiin myös vedenalaista louhintaa. Väylää ei ruopattu koko matkalta, sillä se on suurelta osin luontaisesti syvä. Väylän pituudesta johtuen ruoppauskohteita oli kuitenkin 21 kappaletta.

Ruopatut massat läjitettiin proomusta pudottamalla. Naantalin läjitysalueella massat läjitettiin haraustason MW₂₀₀₅ -20,0 metriä alapuolelle noin 50 hehtaarin laajuiselle alueelle. Läjitysalueelle läjitettiin kaiken kaikkiaan noin 920 000 m³ ktr massoja usealta eri ruoppauskohteelta. Läjitetty massa koostuu pääosin koheesiomaalajeista, mutta joukossa on myös karkeampia lajitteita. Satama-alueen ruoppausmassojen havaittiin sisältävän haitta-aineita. Tämän vuoksi läjitysalueen kaakkois- ja luoteispuolelle rakennettiin vedenalaiset suojapenkereet, joiden harjat sijaitsevat tasossa MW₂₀₀₅ -19,0 metriä. Suojapenkereisiin käytettiin Motonmatalalta ruopattuja karkeita massoja. Luoteispuolen suojapenkereen tilavuus on suunnilleen 15 000 m³ ja kaakkoispuolen 22 000 m³. Varsinaiselle läjitysalueelle läjittäminen oli luvallista vasta, kun suojapenkereet olivat valmiit ja hyväksytyt. Lisäksi haitallisia aineita sisältävät kuoritut läjitysmassat peitettiin puhtailla massoilla. Alueen läjitystyöt päättyivät loppuvuodesta 2009.

5 Aineisto

5.1 Sedimenttinäytteet

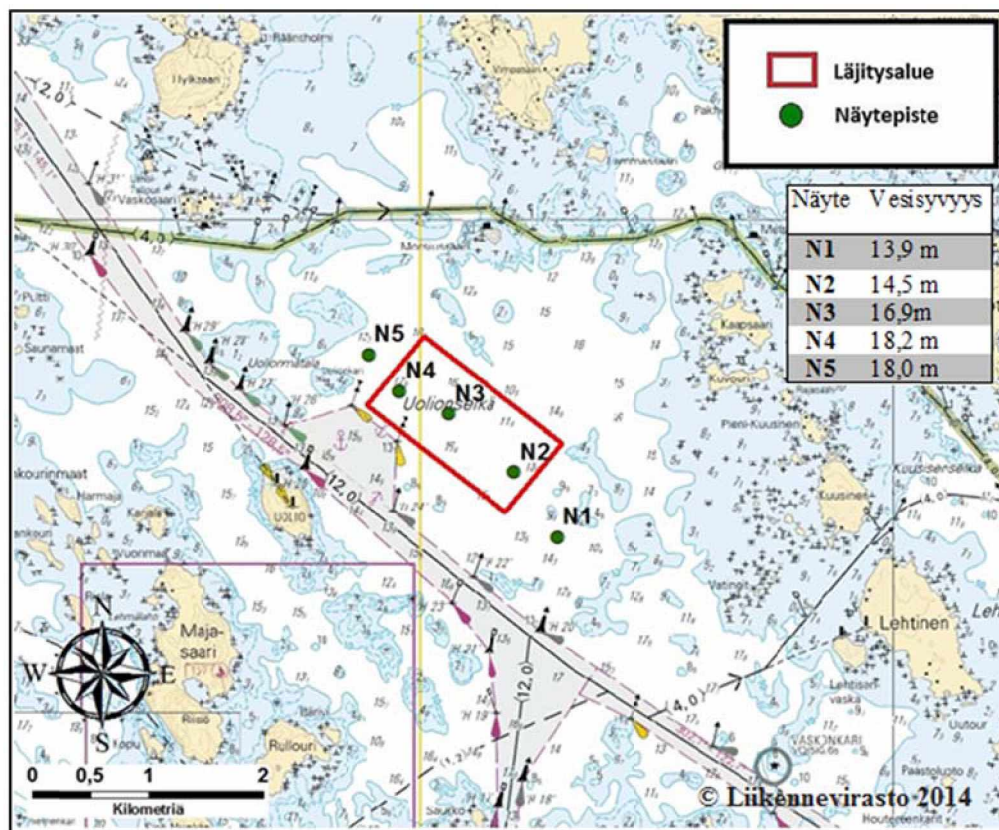
Sedimenttinäytteet kerättiin kesällä 2013 Haminassa ja Naantalissa sijaitsevilta tutkimusalueilta. Kummankin tutkimusalueen näytteenotossa käytettiin HTH sedimenttikairaa (Kuva 20), joka on painovoimainen sedimenttinoudin. Sen toiminta perustuu alipaineeseen. Näytteenotossa käytettiin 50 senttimetriä pitkiä näyteputkia, joiden sisähalkaisija oli 94–96 millimetriä. Jokaisen näytepisteen koordinaatit ja vesisyvyys kirjattiin ylös näytteenoton yhteydessä. Vesisyvyyshkemat saatiin alusten mittauslaitteistoilla. Saadut näytteet myös valokuvattiin ja näyteprofiilien alustava kuvaus tehtiin näytteenoton yhteydessä. Valokuvat sedimenttinäytteistä on esitetty liitteissä 1A ja 1B. Näytteet viipaloitiin osanäytteiksi käyttäen HTH sedimenttikairan omaa viipalointilaitteistoa. Näytteiden pintakerros (ylimmät viisi senttimetriä) viipaloitiin yhden senttimetrin välein ja alemmat kerrokset viiden senttimetrin välein. Jos näytteissä havaittiin kontakti, pyrittiin näyte leikkaamaan sen kohdalta. Pintakerros viipaloitiin alempia osia tiheämmin, koska sedimentaation merkkien oletettiin löytyvän aivan pintakerroksesta näin uusilla läjitysalueilla.



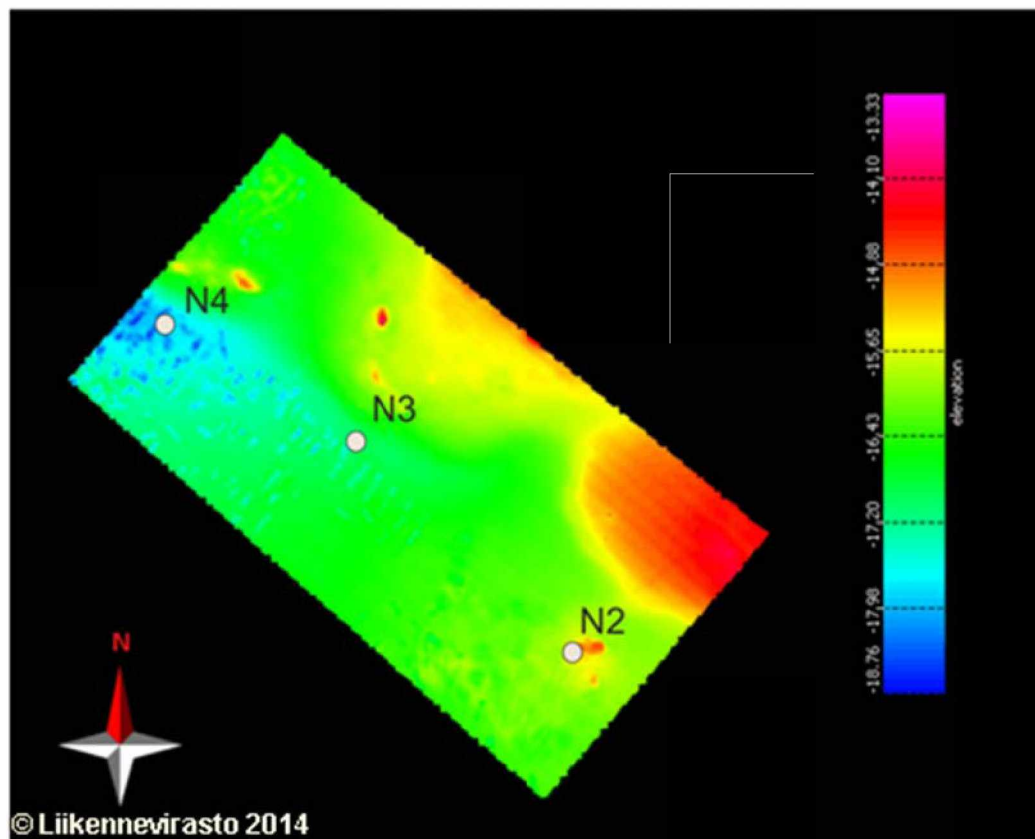
Kuva 20. Sedimenttinäytteenotossa käytetty HTH sedimenttikaira.

5.1.1 Haminan Uolionselkä

Haminan sedimenttinäytteenotto suoritettiin heinäkuun lopulla 2013 läjitysalueen monikeilakaikuluotauksen yhteydessä. Näytteitä otettiin läjitysalueelta kolme ja sen ulkopuolelta kaksi (Kuvat 21 ja 22). Näytteenottopaikkoja tarkennettiin vielä aluksella, koska pohjan tarkka topografia oli nähtävissä luotauslaitteistolla. Läjitysalueen näytteet pyrittiin ottamaan kohdilta, joissa oli tunnistettavasti havaittavissa läjitettyä massaa. Sääolosuhteet näytteenottopäivänä olivat hyvät. Näytteenoton ja alustavan kuvauksen jälkeen näytteiden viipalointi osanäytteiksi suoritettiin aluksen kannella (Kuva 23). Viipaloinnin jälkeen jokainen osanäyte pakattiin muovisiin näytepusseihin ja kuljetettiin kylmävarastoon säilytykseen.



Kuva 21. Haminan sedimenttinäytepisteiden sijainnit ja vesisyvydet.



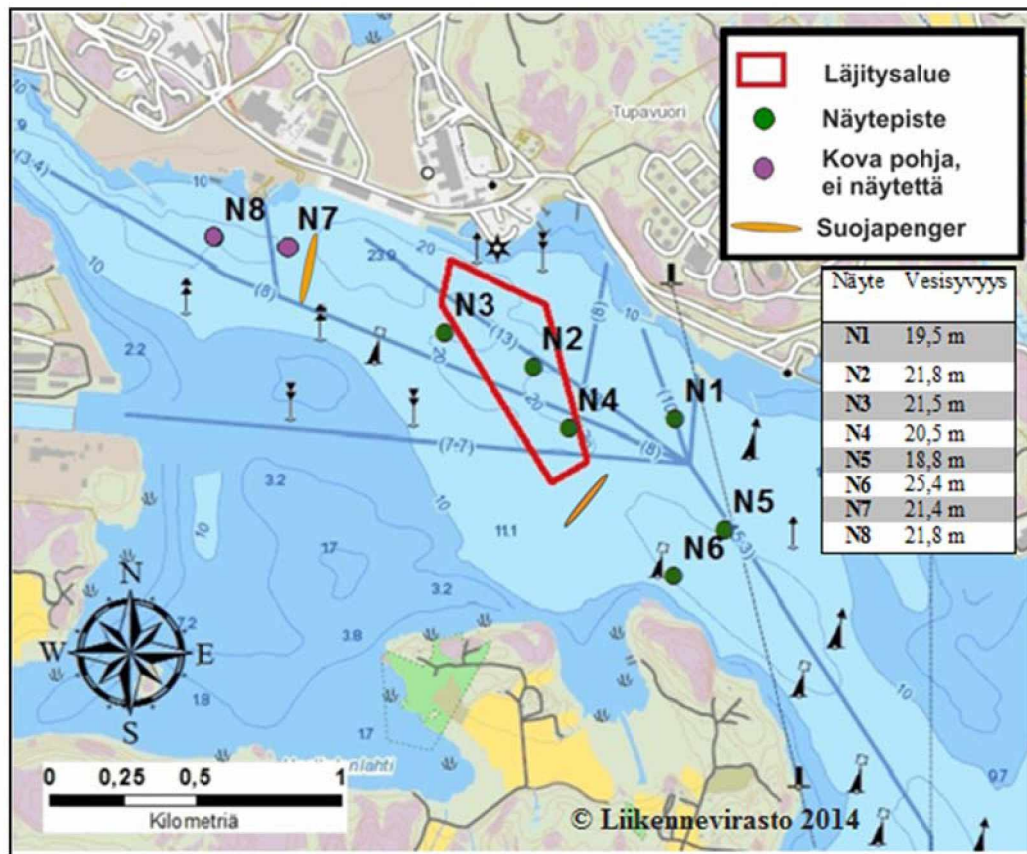
Kuva 22. Haminan läjitysalueelta otettujen sedimenttinäytteiden sijainti syvyyskartalla.



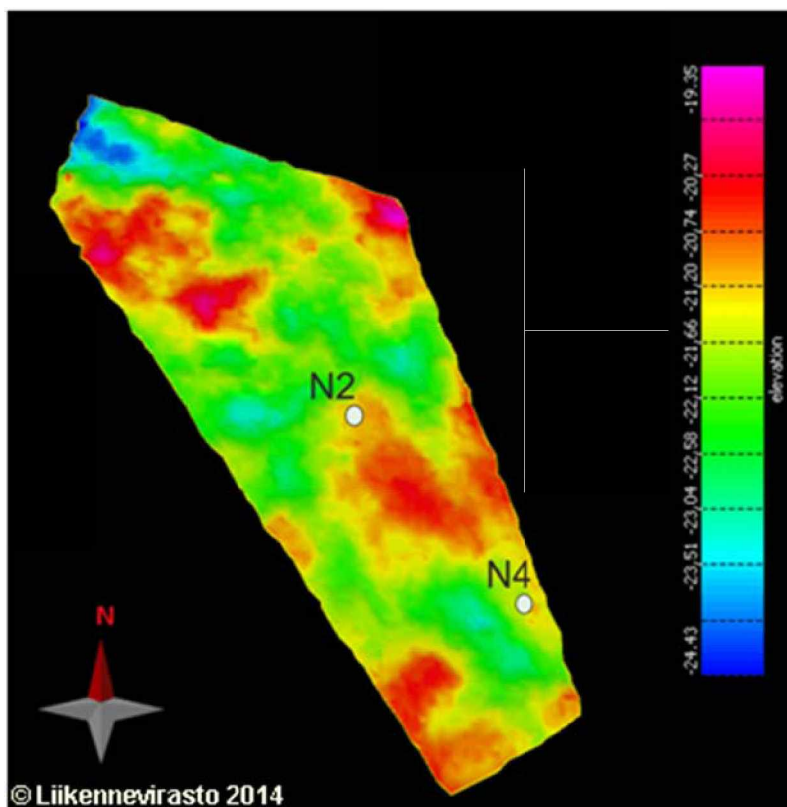
Kuva 23. A: Näytteen N3 pinta, jossa näkyy mätäkäymisen aiheuttamia rakenteita ja vaaleaa bakteerikasvustoa. Pohja on hapeton, minkä seurauksena pintasedimentti on erittäin huonolaatuista. B: Näytteen viipalointia aluksen kannella.

5.1.2 Naantalin väylän sisin läjitysalue

Naantalin sedimenttinäytteenotto suoritettiin elokuun lopulla 2013. Näytteet otettiin Liikenneviraston tarkastusalueelta. Läjitysalueelta otettiin kaksi näytettä ja sen ulkopuolelta kuusi näytettä (Kuvat 24 ja 25). Läjitysalueen ulkopuolelta otetuista näytteistä yksi otettiin aivan läjitysalueen reunan tuntumasta. Muut otettiin kauempaa ja niiden valinnassa huomioitiin muun muassa suoja-pengerten sijainti. Luoteenpuoleisen suoja-penkereen länsipuolelta ei saatu näytettä kovan pohjan takia. Näytteenottimen alaosaan oli kuitenkin tarttunut karkeahkoa ainesta. Sääolosuhteet näytteenottopäivänä olivat hyvät. Näytteenoton jälkeen näytteet kuljetettiin näyteputkissaan kylmävarastoon säilytykseen ja viipaloitiin muovisiin näytepusseihin myöhemmin. Näytteet valmisteltiin kuljetusta varten sulkemalla putkien päät oasisienestä valmistetuilla korkeilla, tuorekelmulla ja ilmastointiteipillä. Jos näyteputki oli tarpeettoman pitkä näytteen pituuteen nähden, sahattiin näyteputki lyhyemmäksi (Kuva 26).



Kuva 24. Naantalin sedimenttinäytepisteiden sijainnit ja vesisyvyys.



Kuva 25. Naantalin läjitysalueelta otettujen näytteiden sijainnit syvyyskartalla.



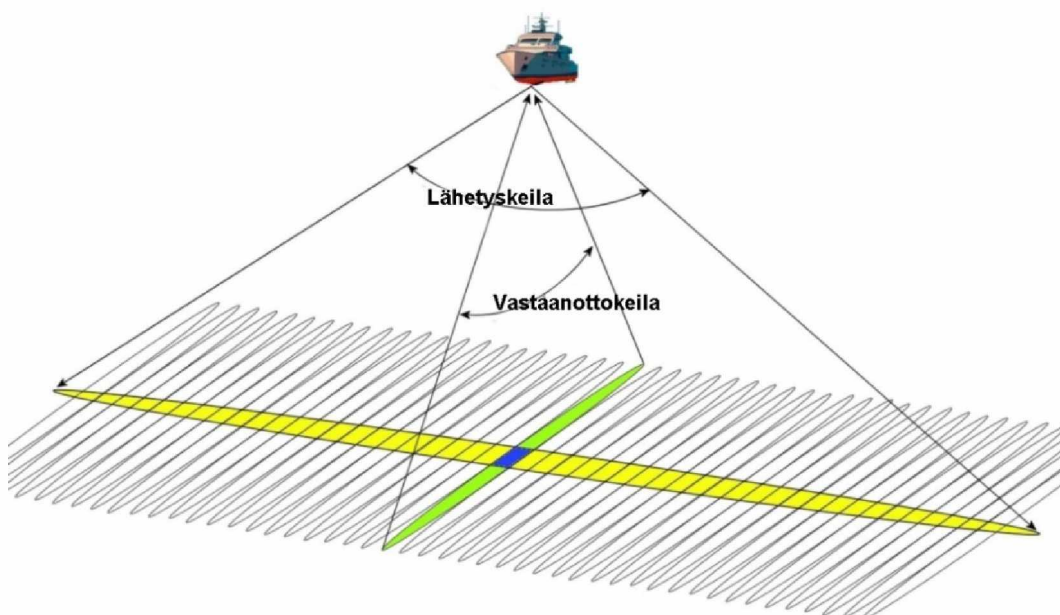
Kuva 26. Näytteen valmistelu kuljetusta varten (kuvat: Merilin Pienimäki)

5.2 Tutkimusalueiden syvyysaineisto

Tutkimuksessa hyödynnettiin läjitysalueilla tehtyjen syvyysmittausten aineistoja. Kummaltakin tutkimusalueelta oli saatavissa Liikenneviraston läjitysten jälkeen teettämä syvyysaineisto sekä vuodelta 2010 että 2013. Näitä syvyysaineistoja vertailemalla oli tarkoitus selvittää, miten läjitysalueiden topografia on muuttunut kolmen vuoden aikana. Naantalien aineisto on tuotettu kaikuharauksella ja Haminan aineisto monikeilakaikuluotauksella. Eri vuosien aineistot on tuotettu molemmilla tutkimusalueella samalla kalustolla, jotta aineistot olisivat keskenään vertailukelpoisia.

Kaikuluotauksella merenpohjan etäisyys vedenpinnasta saadaan selville mittaamalla lyhyen akustisen pulssin ja palaavan kaiun kulkuaika pohjan ja pinnan välillä. Mitä matalampi akustisen pulssin taajuus on, sen syvemmälle se tunkeutuu pohja-sedimenttiin. Toisaalta matalataajuisen pulssin erotuskyky on huonompi, jolloin yksittäiset kohteet eivät erotu kovinkaan hyvin. Matalaa taajuutta käytetäänkin tyypillisesti pinnan alapuolisten kerrosten tutkimiseen ja korkeaa taajuutta pinnan tarkan topografian selvittämiseen. Kaikuluotauksuloksen luotettavuus riippuu paljon sääolosuhteista, esimerkiksi voimakas aallokko häiritsee akustisen pulssin kulkua (Nuorteva 1988). Lisäksi veden epäpuhtaudet voivat aiheuttaa mittaustuloksiin kohinaa, varsinkin jos käytetään hyvin korkeita taajuuksia (Liikennevirasto 2013). Äänen kulkunopeuteen vaikuttavat myös veden lämpötila ja suolapitoisuus. Nämä suureet mitataan luotauksen yhteydessä ja otetaan huomioon mittaustuloksia käsiteltäessä.

Haminan syvyysaineisto tuotettiin monikeilakaikuluotauksella. Luotaus tehtiin Meritaito Oy:n M640 mittausalukselta, jossa on Reson 8101 -monikeilain. Linjaväli mittaauksessa oli 45 metriä ja käytetty taajuus 240 kHz. Monikeilakaikuluotauksessa käytetään leveää viuhkamaista kaikukeilaa, joka on jaettu useaan sektoriin (Kuva 27). Monikeilakaikuluotauksella saadaan tarkasti vesisyvyys ja se soveltuu erinomaisesti pinnanmuotojen tarkasteluun (International Hydrographic Organization 2012).



Kuva 27. Monikeilakaikuluotauksen toimintaperiaate (AML Oceanographic 2013). Alkuperäiskuvaa on muokattu.

Naantalin tutkimusalueella syvyysaineisto tuotettiin kaikuharauksella, jossa käytettiin taajuutta 33 kHz. Kaikuharaus on mittausmenetelmä, jossa monta yksikanavaista lähetys- ja vastaanottoanturia on asennettu määrävälein puomiin tai vastaavaan rakenteeseen. Mittaus suoritettiin Meritaito Oy:n harausalus Merimittarilla, jossa on 16-kanavainen MD 300 kaikuvara (Kuva 28). Kaikuvaran puomin leveys oli 18 metriä ja mittauksessa käytetty linjaväli 13 metriä.



Kuva 28. Naantalin syvyysmittauksessa käytetty kaikuvara lepoasennossa.

Liikennevirasto teetti Naantalin tutkimusalueella kaikuvarauksen myös matalataajuudella, jossa käytetty taajuus oli 4 kHz. Matalataajuisen pulssin tunkeutumiskyky on hyvä ja mittauksella pyrittiin selvittämään läjitysalueen pinnanalaisia kerrosrakenteita. Menetelmä perustuu siihen, että eri kerrosten erilaiset fysikaaliset ominaisuudet aiheuttavat eroavaisuuksia myös niiden akustisiin ominaisuuksiin. Nämä erot ilmenevät luotausprofiilissa näkyvinä rajapintoina (Nuorteva 1988).

6 Tutkimusmenetelmät

6.1 Näytteiden stratigrafian ja fysikaalisten ominaisuuksien määrittäminen

6.1.1 Stratigrafian kuvaus

Sedimenttinäytteiden stratigrafian eli kerrosrakenteen alustava kuvaus tehtiin heti näytteenoton yhteydessä. Tällöin näytteistä havainnoitiin eri kerrosten yleispiirteet ja niiden välisten kontaktien syvyys ja tyyppi (esim. erosionaalinen/vaihtuva). Kuvausta tarkennettiin myöhemmin näytteiden viipaloinnin jälkeen, jolloin näytteistä määritettiin kerrosten koostumus ja väri käyttäen Munsellin värikoodeja. Näiden havaintojen ja laboratorioanalyysien tulosten, erityisesti hehkutushäviön, perusteella kustakin näytteestä laadittiin kerrosrakennetta kuvaava profiilikaavio. Kerrosrakenteen selvittämiseksi pyrittiin erityisesti havaitsemaan mahdolliset sedimentaation merkit näytteiden pintakerroksessa ja karakterisoimaan läjitetty sedimentti.

6.1.2 Vesipitoisuus

Sedimentologiassa näytteen vesipitoisuus esitetään yleensä prosentteina märkä- eli tuorepainosta. Luonnonkosteaa maanäyte punnitaan, kuivataan ja punnitaan uudelleen kuivana. Merisedimenteissä vesipitoisuus on riippuvainen muun muassa sedimentaationopeudesta, koostumuksesta ja bioturbaation määrästä, joten se on hyvä kerrostumisympäristön olojen indikaattori. Vesipitoisuus laskee siirryttäessä sedimentin pinnalta syvemmälle aineksen kokoonpuristumisesta johtuen. Vesipitoisuuden ja orgaanisen aineksen määrän välillä vallitsee tyypillisesti vahva korrelaatio.

Vesipitoisuus määritettiin ottamalla jokaisesta osanäytteestä noin 15 grammaa esipunnittuun ja numeroituun posliiniupokkaaseen. Ennen analysointia kaikki osanäytteet oli homogenisoitu. Tämän jälkeen näytteet punnittiin analyysoiva-alla tuorepainon selvittämiseksi. Punituksen jälkeen näytteitä kuivattiin 105 °C lämpötilassa noin kymmenen tuntia. Tämän jälkeen näytteitä jäähdytettiin eksikaattorissa puolituntia ennen kuivapainon määrittystä. Vesipitoisuuden arvo laskettiin kaavan (1) mukaan.

$$\text{Vesipitoisuus} = \frac{B - C}{C - A} \times 100 \% \quad (1)$$

A = upokkaan paino

B = upokkaan ja näytteen yhteispaino ennen kuivatusta

C = kuivatun näytteen ja upokkaan paino

6.1.3 Orgaanisen aineksen pitoisuus

Näytteiden sisältämän orgaanisen aineksen pitoisuus voidaan määrittää hehkutushäviö-menetelmällä (LOI eli loss-on-ignition). Eloperäisen aineksen määrä on yksi sedimentin luokitteluperuste (Taulukko 3) ja vaikuttaa etenkin koheesio-maalajien geoteknisiin ominaisuuksiin. Orgaanisen aineksen pitoisuus ilmaistaan yleensä prosentteina näytteen kuivapainosta.

Taulukko 3. Erilaisille sedimenteille tyypilliset hehkutushäviöt (mukaillen, Salonen et al. 2002).

Sedimentti	Hehkutushäviö
Glasiaalisavet	<1 %
Postglasiaalisavet	1–1,5 %
Liejusavet	2–6 %
Savilieju	6–15 %
Resentti Itämeren savi	>10 %
Lieju	>15 % (geotekninen luokitus>20 %)
Muta	40–60 %
Moreeni	1–2 %
Turve	95– 99 %

Tässä tutkimuksessa hehkutushäviö määritettiin heti vesipitoisuuden määrittämisen jälkeen. Määrittämisessä näytteiden annettiin olla samoissa upokkaissa kuin vesipitoisuutta mitattaessa. Punnettua ja kuivattua näytettä poltettiin hehkutusuunissa 550 °C lämpötilassa kahden tunnin ajan. Hehkutuksen päätteeksi uunin annettiin jäähtyä ennen näytteiden poistamista. Tämän jälkeen näytettä jäähdytettiin vielä puoli tuntia eksikaattorissa ennen punnitusta. Hehkutushäviön arvo laskettiin kaavan (2) mukaan.

$$\text{Hehkutushäviö} = \frac{C - D}{C - A} \times 100 \% \quad (2)$$

A = upokkaan paino

C = kuivatun näytteen ja upokkaan paino

D = hehkutetun näytteen ja upokkaan paino

6.1.4 Magneettinen susceptibiliteetti

Magneettinen susceptibiliteetti kertoo kuinka helposti aines magnetoituu ulkoisen magneettikentän vaikutuksesta. Susceptibiliteettimittari luo heikon magneettikentän ja mittaa aineksen magnetoitumisen. Sedimentin susceptibiliteettiarvot määräytyvät pääasiassa sen sisältämien magneettisten mineraalien määrän ja laadun mukaan. Mittaamalla sedimenttinäytteen magneettinen susceptibiliteetti saadaan tietoa muun muassa aineksen mineralogiasta, geokemiasta, muodostumisympäristöstä ja kuljetuksesta sekä kerrostumisalueen ympäristön tilasta. Saatuja arvoja voidaan käyttää sedimenttien rinnastukseen ja erottelemiseen toisistaan.

Ainekset jaetaan magneettisuuden mukaan viiteen luokkaan (Peltoniemi 1988):

1. Ferromagneettinen: niin sanottu spontaani magnetoituminen. Näitä vahvan positiivisen susceptibiliteetin mineraaleja on luonnossa vähän (esim. puhdas rauta ja nikkeli).
2. Ferrimagneettinen: voimakkaasti positiivinen susceptibiliteetti.
3. Antiferromagneettinen: kohtalainen susceptibiliteetti (esim. hematiitti ja goethiitti).
4. Paramagneettinen: heikko positiivinen susceptibiliteetti (esim. biotiitti ja muskoviitti).
5. Diamagneettinen: heikko negatiivinen susceptibiliteetti (esim. orgaaninen aines, muovi, kvartsi ja kalsiitti).

Sekä Naantalin että Haminan susceptibiliteetin määrittämiseen käytettiin SM100-massasusceptibiliteettimittaria (Kuva 29). Mittauksessa käytettiin taajuutta 1 026,3 Hz ja kentän voimakkuus oli 320 A/m. Laitteiston kalibroinnin jälkeen jokaisen näytteen susceptibiliteetti määritettiin kolmesti ja tuloksista laskettiin keskiarvo. Mittaus suoritettiin siten, että ensin näytteet jaettiin osanäytteisiin, jotka siirrettiin näytepusseihin. Tämän jälkeen ne punnittiin analyysiväällä. Itse mittaus suoritettiin asettamalla näyte mittauskäämiin. Jokaisen mittauksen jälkeen laitteisto mittasi ympäristön tausta-arvon eli niin sanotun ilma-arvon.

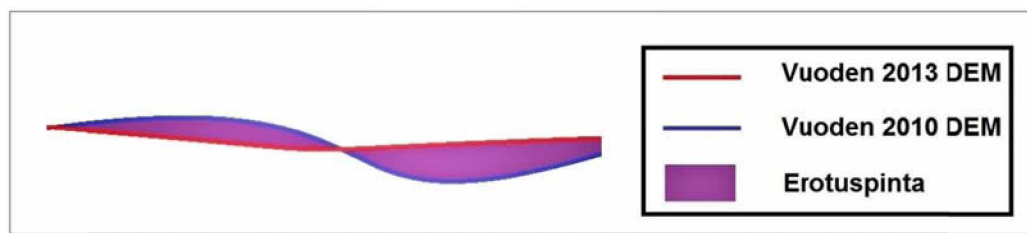


Kuva 29. Susceptibiliteettimittauslaitteisto. Käytetty mittari on SM100. Kuvassa etualalla on sininen mittauskela.

6.2 Syvyysaineistojen analysointi

Kaikuluotauksilla tuotetusta xyz-muotoisesta pistepilviaineistosta työstettiin ArcGis 10.1-ohjelmistolla kummankin läjitysalueen digitaaliset korkeusmallit eli DEM-mallit (digital elevation model) vuosilta 2010 ja 2013. Eri vuosien DEM-malleja verrattiin toisiinsa läjitysalueilla tapahtuneiden muutosten selvittämiseksi. Syvyysaineistot visualisoitiin asettamalla eri vuosien DEM-mallit päällekkäin ja värittämällä vuoden 2010 DEM-malli sinisellä ja vuoden 2013 DEM-malli punaisella. Näin ne alueet, joilla pohjan pinta oli kesällä 2013 aiempaa korkeammalla, näkyivät kuvassa punaisella ja aiempaa matalammat kohdat sinisellä. Topografian muutoksia korostettiin vinovalovarjostuksella (eng. hillshade).

Tämän lisäksi kummankin läjitysalueen aineistolla suoritettiin erotuspinta-analyysi (surface volume / differential surface, Kuva 30). Erotuspinta-analyysissä korkeusmallit asetetaan päällekkäin ja lasketaan niiden väliin jäävä tilavuus. Analyysi tehtiin 3D-rakennusmallinnukseen ja analysointiin suunnitellulla Move2013.1-ohjelmistolla. Analyysissä käytettiin model building: create volume between grids –työkalua. Saatu erotuspinnan tilavuus jaettiin läjitysalueen pinta-alalla, jolloin saatiin topografian keskimääräinen muutos kolmessa vuodessa.



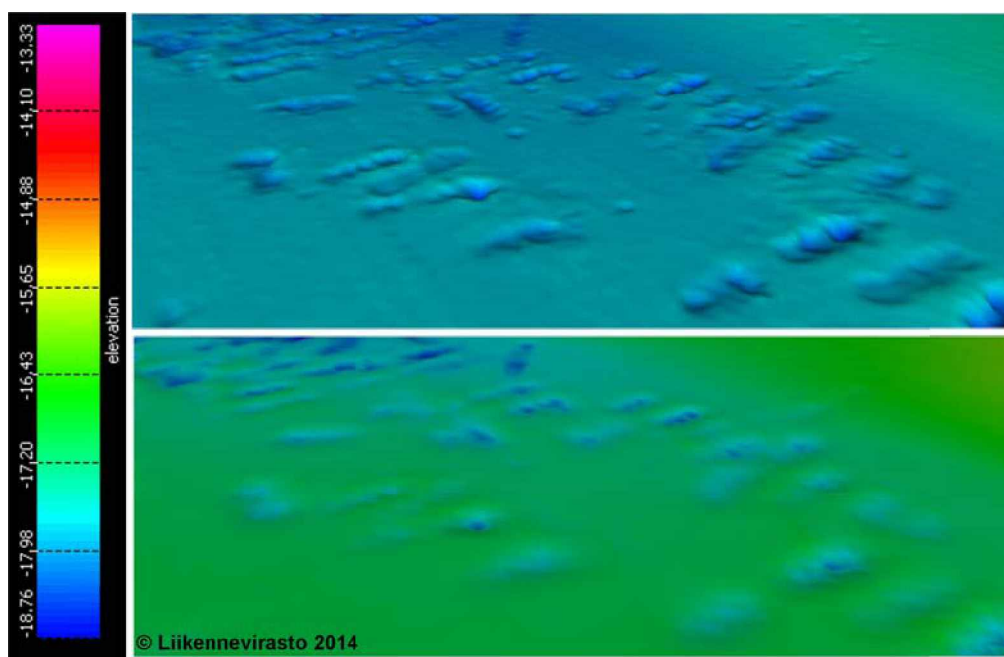
Kuva 30. Erotuspinta-analyysin periaate.

7 Tulokset ja niiden tarkastelu

7.1 Läjitysalueiden topografian muutokset

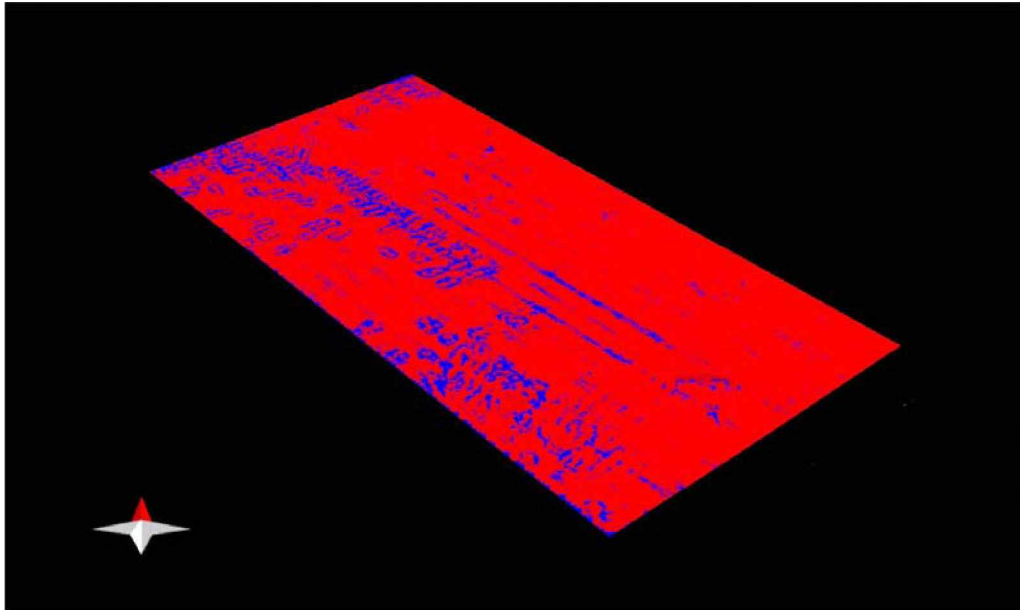
7.1.1 Haminan Uolionselkä

Haminan läjitysalueella keskeisimmät muutokset ovat tapahtuneet alueen luoteisosassa, missä oli vuonna 2010 havaittavissa selvät läjitetyn massan aiheuttamat painanteet (Kuva 31). Ne ovat syntyneet, kun alkuperäiseen pohjaan verrattuna selvästi raskaampaa ja tiiviimpää läjitysainesta on pudotettu palkoproomusta. Tällöin ne ovat painuneet pehmeällä pohjalla ympäristöään syvemmälle. Kolmessa vuodessa painaumien reunat selkeästi tasoittuneet ja painaumien reunat pyöristyneet.



Kuva 31. *Läjityksen aiheuttamien kraattereiden tasoittuminen kolmessa vuodessa. Ylemmässä kuvassa näkyvät palkoproomusta pudotetun läjitysmassan aikaansaamat painanteet vuonna 2010. Alempi kuva on samasta kohdasta kolme vuotta myöhemmin, jolloin painanteet ovat ehtineet tasoittua huomattavasti.*

Läjitysalueen pohjan taso on pääasiassa nykyisin korkeammalla kuin kolme vuotta sitten (Kuva 32). Kiintoaines vaikuttaisi sedimentoituneen alueelle melko tasaisesti, eikä alueella ollut aineiston perusteella havaittavissa mitään radikaaleja muutoksia. Tulosten perusteella alue on selvä sedimentaatiopohja, jolla eroosiota tapahtuu hyvin vähän. Eroosiota on havaittavissa lähinnä painaumien reunoilla. Niiltä erodoitunut aine on todennäköisesti valunut pääosin painaumien pohjalle. Eroosiota on näiden lisäksi havaittavissa vain muutamilla ympäristöään korkeimmilla alueilla, esimerkiksi kaakkoisosan harjanteelta, jolta on myös sedimenttinäyte N2. Kyseinen näyte oli ainut tutkimusalueelta otettu näyte, jossa ei näkynyt merkkejä sedimentaatiosta. Läjitysalueen poikki kulkevat pitkittäiset siniset harjanteet ovat monikeilakaikuluotausaineistolle tyypillisiä. Ne eivät ole todellisia eroosioalueita, vaan luotauslinjoista johtuvia artefakteja.

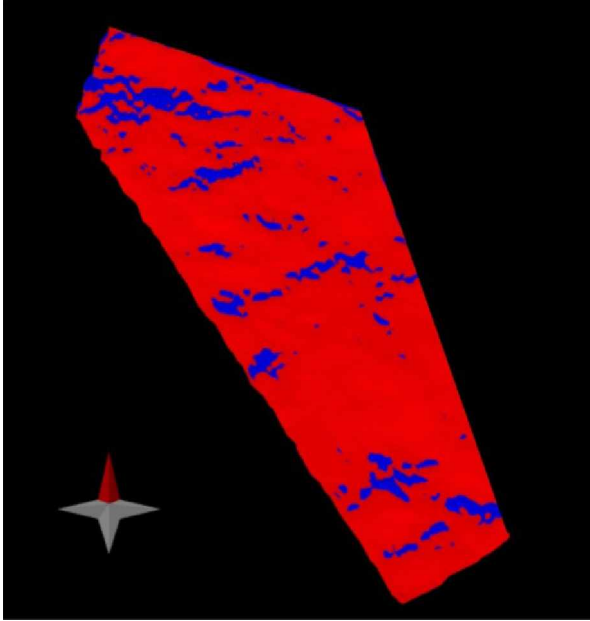


Kuva 32. Haminan läjitysalueen topografian muutos kolmen vuoden aikana. Punaisilla alueilla pohja on vuonna 2013 korkeammalla kuin kolme vuotta sitten, sinisillä matalammalla.

Haminan tutkimusalueen erotuspinnan tilavuudeksi saatiin 64 589 m³ ja sen perusteella pohjan topografia on keskimäärin muuttunut viisi senttimetriä kolmessa vuodessa. Tämä ei ole kovinkaan paljon. Alueelle on sedimenttinäytteiden perusteella kertynyt uutta sedimenttiä noin kolme senttimetriä, joten uuden materiaalin sedimentaatio lienee pääsyy topografian muutokseen. Topografian muutoksen taustalla on myös se, että Haminan tutkimusalueen luontainen pohja on hyvin pehmeä, jolloin raskaampi aines on painanut pohjaan painanteita. Lisäksi läjityksen aiheuttamat painanteet ovat madaltuneet ja niiden reunat pyöristyneet. Luontainen sedimentti on myös hyvin löyhää, joten se kulkeutuu herkästi heikkojenkin virtausten vaikutuksesta.

7.1.2 Naantalın väylän sisin läjitysalue

Naantalın tutkimusalueen pohja on analyysin tulosten mukaan vuonna 2013 pääosin korkeammalla kuin kolme vuotta aiemmin (Kuva 33). Tulos on jokseenkin yllättävä, sillä alueelle on läjitetty hyvin runsaasti massoja, joten tiivistymisen ja painumisen luulisi olleen voimakasta. Läjitysmassojen painumisen arvioiminen on tosin vaikeaa, sillä alueelle on läjitetty erityyppisiä sedimenttejä eivätkä kerrostumat ole tasaisia. Virtasen (1993) tulosten mukaan seitsemän metrin paksuiset savikerrokset painuivat Mustakuvun läjitysalueella 30 senttimetriä neljässä vuodessa. Painumisen voisi tämän perusteella olettaa olevan Naantalın läjitysalueella jopa kymmenen senttimetrin luokkaa, tosin olosuhteet Naantalissa ovat erilaiset kuin Mustakuvun läjitysalueella. Joka tapauksessa painumisen voisi olettaa olevan sedimentaatiota hallitsevampi tekijä Naantalın kohteella. Alueen sedimentaationopeus ei ole sedimenttinäytteiden perusteella erityisen suuri. Tulokseen vaikuttaa todennäköisesti jokin virhelähde.



Kuva 33. Naantalin läjitysalueen topografian muutos kolmen vuoden aikana. Punaisilla alueilla pohja on vuonna 2013 korkeammalla kuin kolme vuotta sitten, sinisillä matalammalla.

Erotuspinnan tilavuudeksi saatiin Naantalin tapauksessa 16 092 m³. Keskimäärin pohjan topografia on tämän perusteella muuttunut noin 30 senttimetriä kolmessa vuodessa, mikä on suhteellisen paljon. Naantalin tulokset eivät vaikuta läheskään yhtä johdonmukaisilta kuin Haminan vastaavat, joten tuloksiin on suhtauduttava varauksella. Ilmeisesti eri vuosien aineistot eivät ole aivan vertailukelpoisia, koska DEM-mallit eivät asetu toistensa päälle riittävän tarkasti, vaan toinen jää mahdollisesti suhteettoman korkealle. Silmämääräisesti tarkasteltuna läjitysalueen topografiassa ei ole vuosien 2010 ja 2013 välillä tapahtunut kovinkaan merkittäviä muutoksia, esimerkiksi läjitysmassojen muodostamien kumpujen romahtamisesta ei ollut havaittavissa merkkejä. Vuoden 2013 korkokuva vaikuttaa aavistuksen tasaisemmalta kuin vuoden 2010.

7.1.3 Virhelähteitä

Eri vuosien syvyysaineistojen vertailukelpoisuutta heikentävät monet mahdolliset virhelähteet, kuten merenpinnan korkeuden hetkelliset muutokset, erot syvyysluotauksen aikana vallitsevissa olosuhteissa sekä luotauslaitteistoissa. Lisäksi Haminan ja Naantalin syvyysaineistot on tuotettu eri menetelmillä, mikä saattaa heikentää eri alueiden tulosten keskinäistä vertailukelpoisuutta. Vaikka kaikuluotaus onkin luotettava menetelmä vesisyvyyden mittaamiseen, ovat muutaman senttimetrin virheet mahdollisia. Erotuspinta-analyysi on sensitiivinen menetelmä ja jo muutaman senttimetrin vääristymä syvyysaineistossa voi aiheuttaa tuloksiin merkittävän virheen.

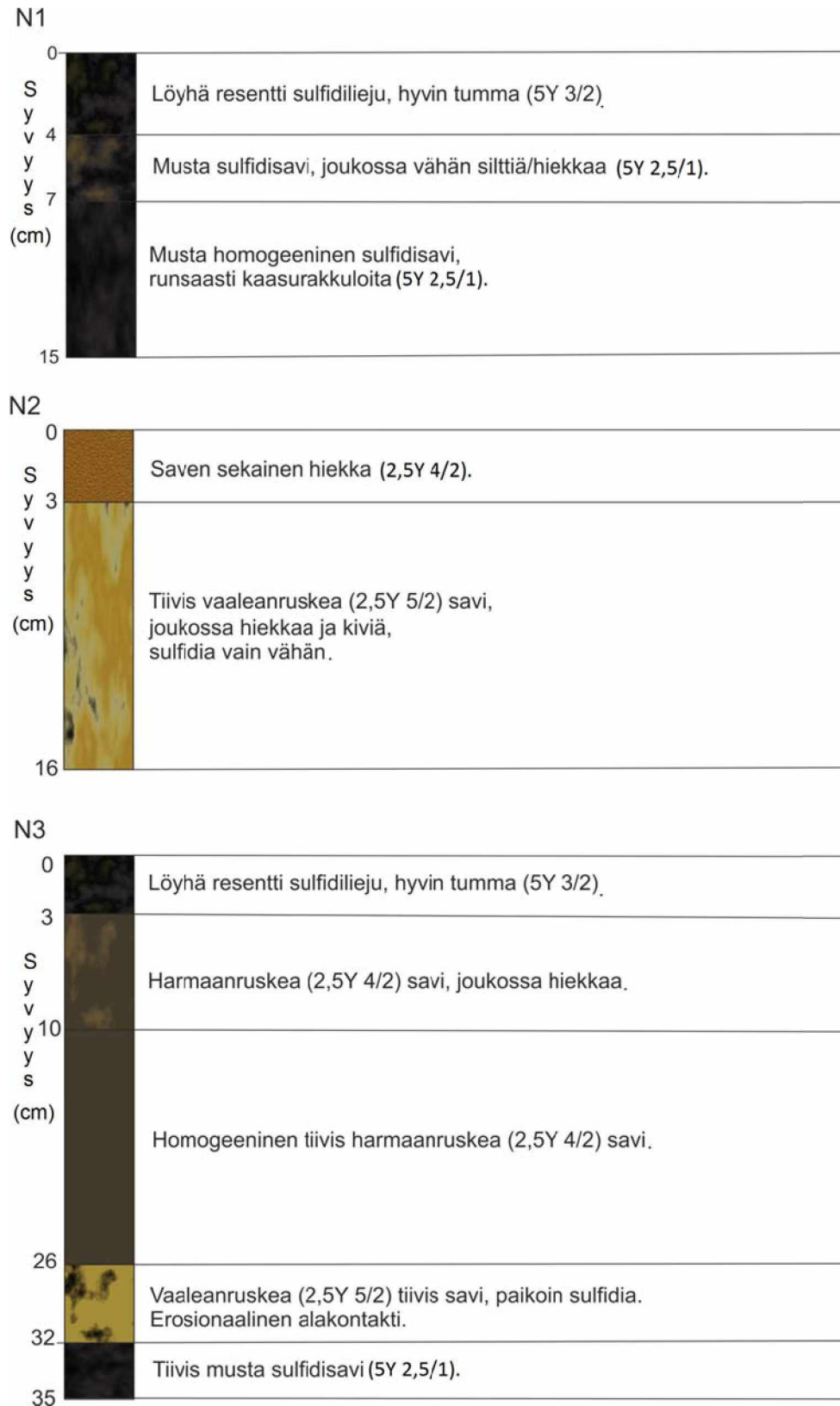
Tässä tutkimuksessa laitteistoista johtuvat virhelähteet pyrittiin poistamaan tekemällä eri vuosien luotaukset samoilla laitteistoilla. Merenpinnan hetkittäiset korkeusvaihtelut ovat merkittävä mahdollinen virhelähde varsinkin Naantalin tutkimusalueella, joka sijaitsee kapeassa lahdessa, jossa vedenkorkeus voi vaihdella lyhyessä ajassa melko paljon. Vaikka saadut tulokset kalibroidaankin mareografilta saatujen merenkorkeusarvojen mukaan, ne eivät aina vastaa täysin todellisuutta. Lisäksi luotausolosuhteet Naantalin tutkimusalueen syvyysluotauksessa vuonna 2010 eivät olleet parhaat mahdolliset navakan tuulen takia.

Topografian muutosten tarkkaa analysointia vaikeuttaa myös mittakaavaongelma. Läjitysalueet ovat hyvin laajoja, esimerkiksi Naantalin läjitysalue on suunnilleen kilometrin pituinen. Tähän nähden enintään muutaman kymmenen senttimetrien kokoluokkaa olevat syvyyden muutokset ovat vähäisiä. Tämän takia erityisesti yksittäisten ja pienialaisten muutosten havaitseminen on vaikeaa.

7.2 Sedimenttinäytteiden stratigrafia ja läjitysmassan stabiloituminen

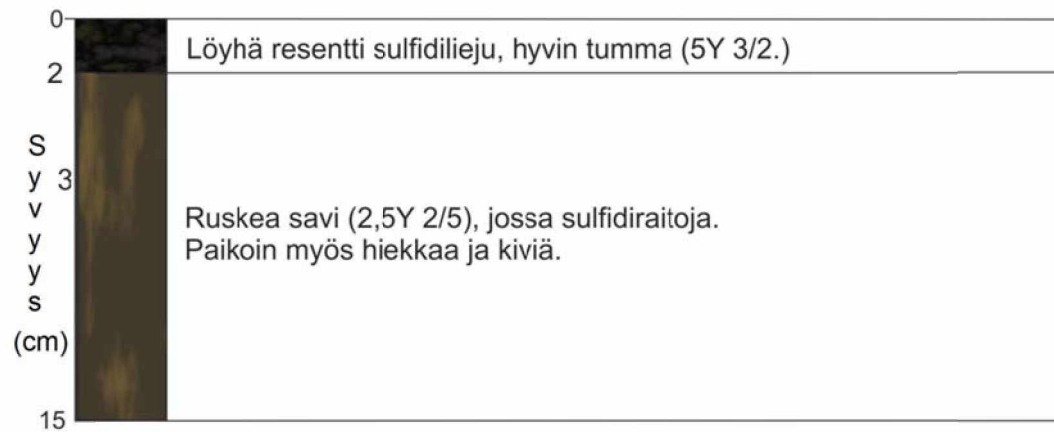
7.2.1 Haminan Uolionselän läjitysalue

Haminassa ero alueen luontaisen sedimentin ja läjitetyn massan välillä oli selkeä. Ero oli hyvin havaittavissa sekä sedimenttinäytteiden stratigrafiassa (Kuvat 34 ja 35) että fysikaalisissa indeksiominaisuuksissa (Kuva 36). Alueen luontainen pintasedimentti oli hapettomille alueille tyypillistä löyhää sulfaattiliejua, joka sisälsi huomattavasti enemmän orgaanista ainetta kuin läjitetty massa. Tämä näkyi erityisen selvästi näytteiden hehkutushäviössä ja vesipitoisuuksissa. Näytteistä N1, N3, N4 ja N5 oli selvästi erotettavissa noin kolmen senttimetrin paksuinen löyhä ja vesipitoinen kerros, jonka voidaan olettaa sedimentoituneen hiljattain.

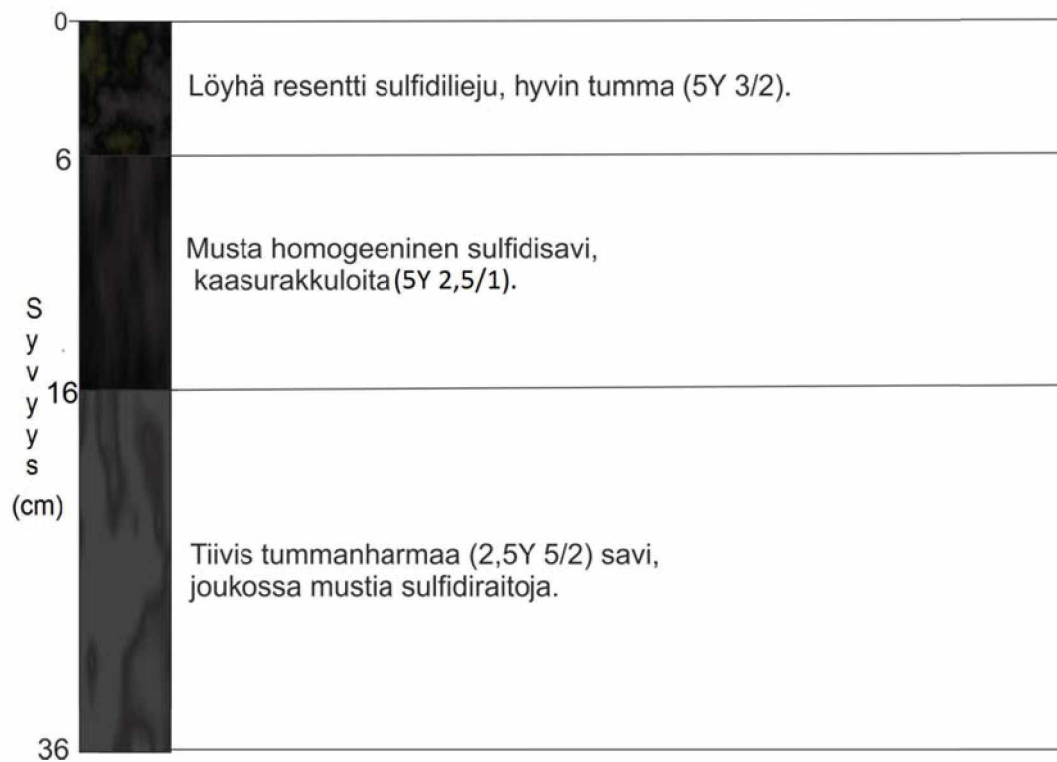


Kuva 34. Haminan näytteiden N1-N3 stratigrafian kuvaus. Näytesyvyys on merkitty vasemmalle siten, että 0 cm on näytteen pinta. Kerrosten väriä vastaava Munsellin värikoodi on suluissa värin jälkeen.

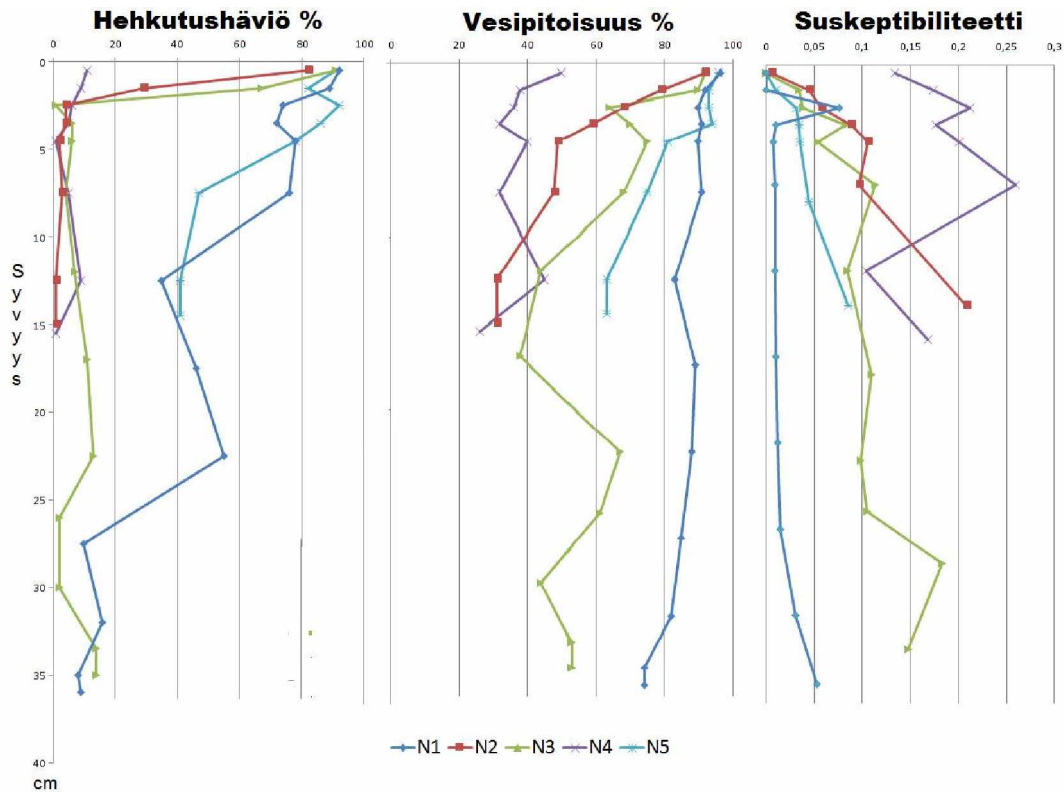
N4



N5



Kuva 35. Näytesyvyys on merkitty vasemmalle siten, että 0 cm on näytteen pinta. Kerrosten väriä vastaava Munsellin värikoodi on suluissa värin jälkeen.



Kuva 36. Haminan sedimenttinäytteiden fysikaaliset ominaisuudet. Kaavioissa syvyys (cm) juoksee vaaka-akselilla siten, että 0 cm on sedimentin pinta.

Haminan läjitysalueen ulkopuolelta otettujen näytteiden N1 ja N5 fysikaalisten indeksiominaisuuksien arvot laskevat tasaisesti pinnasta alaspäin osoittaen luontaista tiivistymistä. Sen sijaan läjitysalueelta otettujen näytteiden N2 ja N3 indeksiominaisuuksissa on jyrkkä raja noin kolmen senttimetrin syvyydellä, mikä jakaa sedimentin alla olevaan hyvin tiiviiseen eli läjitettyyn massaun ja päällä olevaan löyhään, luontaiseen liejukerrokseen. Näyte N4 koostuu muita karkeammasta materiaalista, eikä sen pinnalla ole erotettavissa selkeitä merkkejä viimeaikaisesta sedimentaatiosta. Näytteiden N1 ja N5 susceptibiliteettiarvot muuttuvat syvyyssuunnassa vain vähän osoittaen vakaata sedimentaatiota, kun sen sijaan läjitysalueen näytteiden N2, N3 ja N4 susceptibiliteettiarvot heittelevät huomattavasti enemmän. Tämä johtuu oletettavasti läjitysmassan heterogeenisuudesta.

Näytteessä N1 on havaittavissa suhteellisen ohut kerros, jossa on luontaista enemmän karkeahkoa ainesta. Kerroksen syvyys on suunnilleen neljästä seitsemään senttimetriä, joten karkeampi aines on ilmeisesti läjitystöiden aikana läjitysalueen ulkopuolelle kulkeutunutta läjityksainesta. Karkean aineksen osuus tässä kerroksessa on melko vähäinen, arviolta noin viidestä kymmeneen prosenttia kerroksen kokonaistilavuudesta. Karkeampaa ainesta oli erityisesti neljän senttimetrin rajapinnalla ja seitsemän senttimetrin syvyyttä kohti sen määrä väheni. Tämä viittaa siihen, että karkeampi aines on peräisin lyhytaikaisesta tapahtumasta (läjitys) ja osa aineksesta on vajonnut sedimenttipatjassa alemmas. Vajoamisoletusta tukee se, että alueen alkuperäinen aines on hienojakoisempaa ja kevyempää, joten karkea aines painuu helposti syvemmälle.

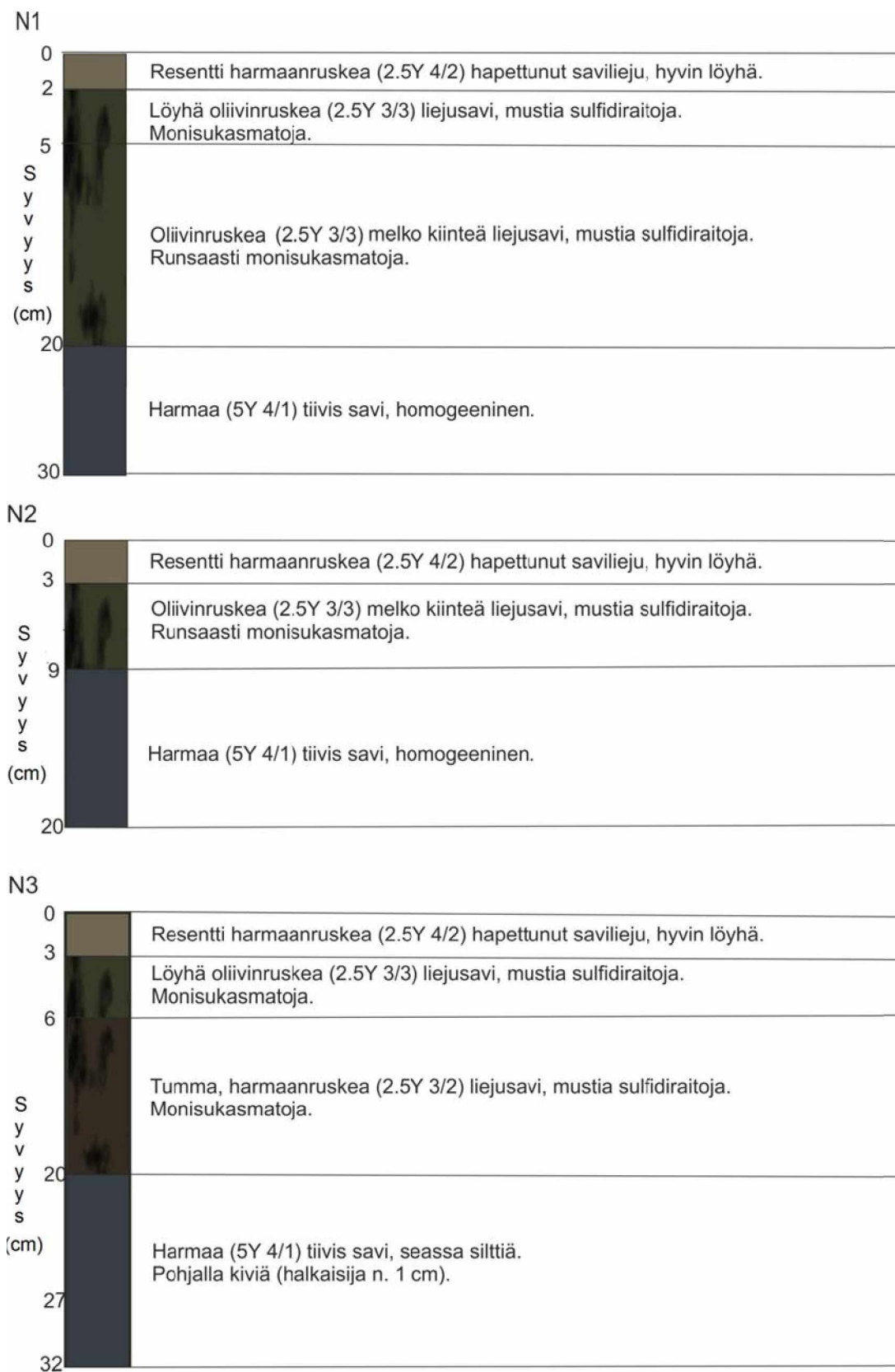
Tulosten perusteella läjitysalueen pintakerros ei ole kulunut läjitysalueen keski- (N3) ja luoteisosista (N4) otettujen näytteiden kohdalla. Läjitysalueen kaakkoisosasta otetun näytteen N2 pinnalla ei havaittu selkeitä sedimentaation merkkejä, joten sen kohdalla eroosion mahdollisuutta ei voida sulkea pois. Kyseinen näyte on otettu

ympäristöään korkeammalla olevalta harjanteelta. Näytteen pinta on melko karkeaa ainesta, joka tuskin kovinkaan helposti lähtee liikkeelle alueen hyvin rauhallisissa virtausoloissa. Kyseinen harjanne on mahdollisesti transportaatiopohja, jolla aines ei kulu, mutta myöskään sedimentaatiota ei tapahdu (Håkansson ja Jansson 1983).

Tulosten perusteella Haminan läjitysalue on selkeä sedimentaatiopohja, jolla läjitysmassat vaikuttaisivat pysyvän hyvin. Läjitystöiden aikana kiintoainesta näyttäisi kulkeutuneen lähiympäristöön, varsinkin kaakkoon (näyte N1), mutta läjitysten päätyttyä ei vastaavaa ole havaittavissa läjitysalueen ulkopuolelta otetuista näytteistä. Koska läjitetyt massat ovat tehneet selviä painanteita alueelle, on alkuperäistä sedimenttiä oletettavasti resuspendoitunut runsaasti läjitysten aikana, mutta hyvin kevyenä aineksena se on todennäköisesti laskeutunut nopeasti. Vastaavasti tiiviimpi ja raskaampi läjitysmassa on ollut syntyneissä painanteissa suhteellisen hyvässä suojassa resuspensiolta.

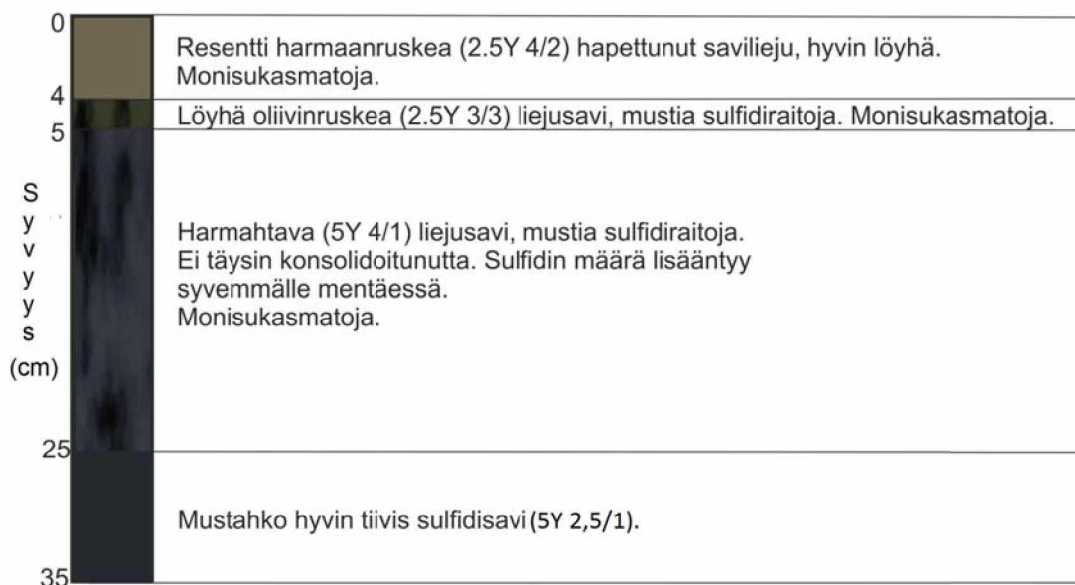
7.2.2 Naantalın väylän sisin läjitysalue

Naantalista otetuissa sedimenttinäytteissä ei ollut yhtä selkeää eroa luontaisen ja läjitetyn sedimentin välillä kuin Haminassa. Läjitysmassat ovat pääosin peräisin aivan läjitysalueen läheisyydestä Motonmatalalta, joten näytteet niin läjitysalueelta kuin sen ulkopuolelta olivat olemukseltaan samankaltaisia. Kaikissa näytteissä oli silti tunnistettavissa noin kolmen senttimetrin paksuinen hyvin löyhä pintakerros (Kuvat 37, 38 ja 39).

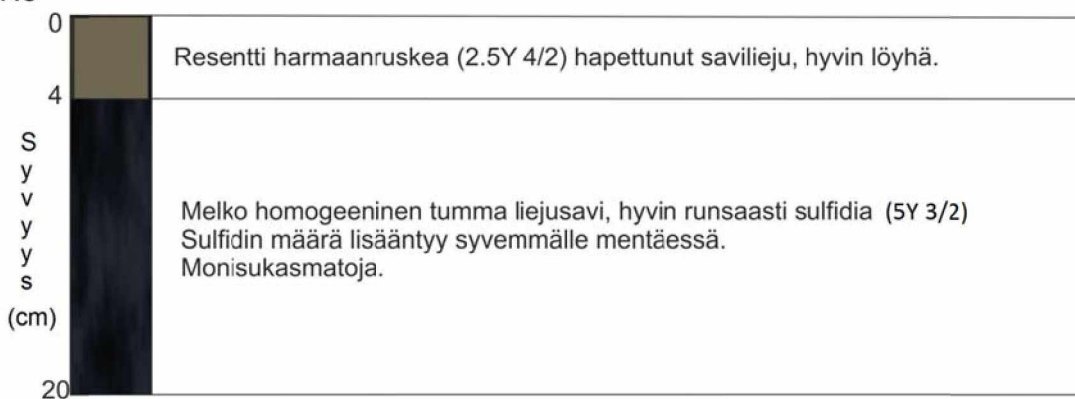


Kuva 37. Naantalin tutkimusalueen näytteiden N1, N2 N3 stratigrafian kuvaus. Näytesyvyys on merkitty vasemmalle siten, että 0 cm on näytteen pinta. Kerrosten väriä vastaava Munsellin värikoodi on suluissa värin jälkeen.

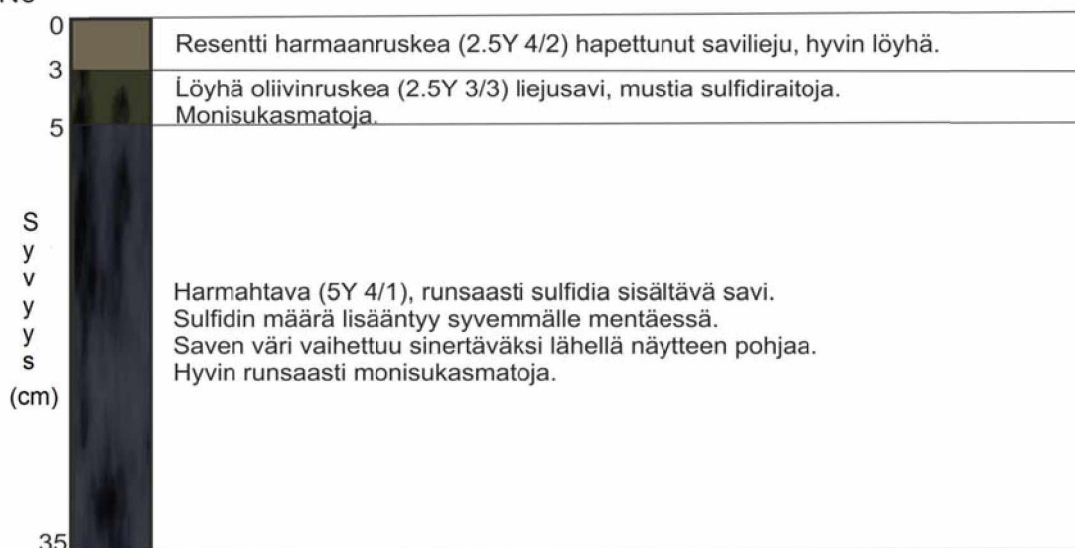
N4



N5

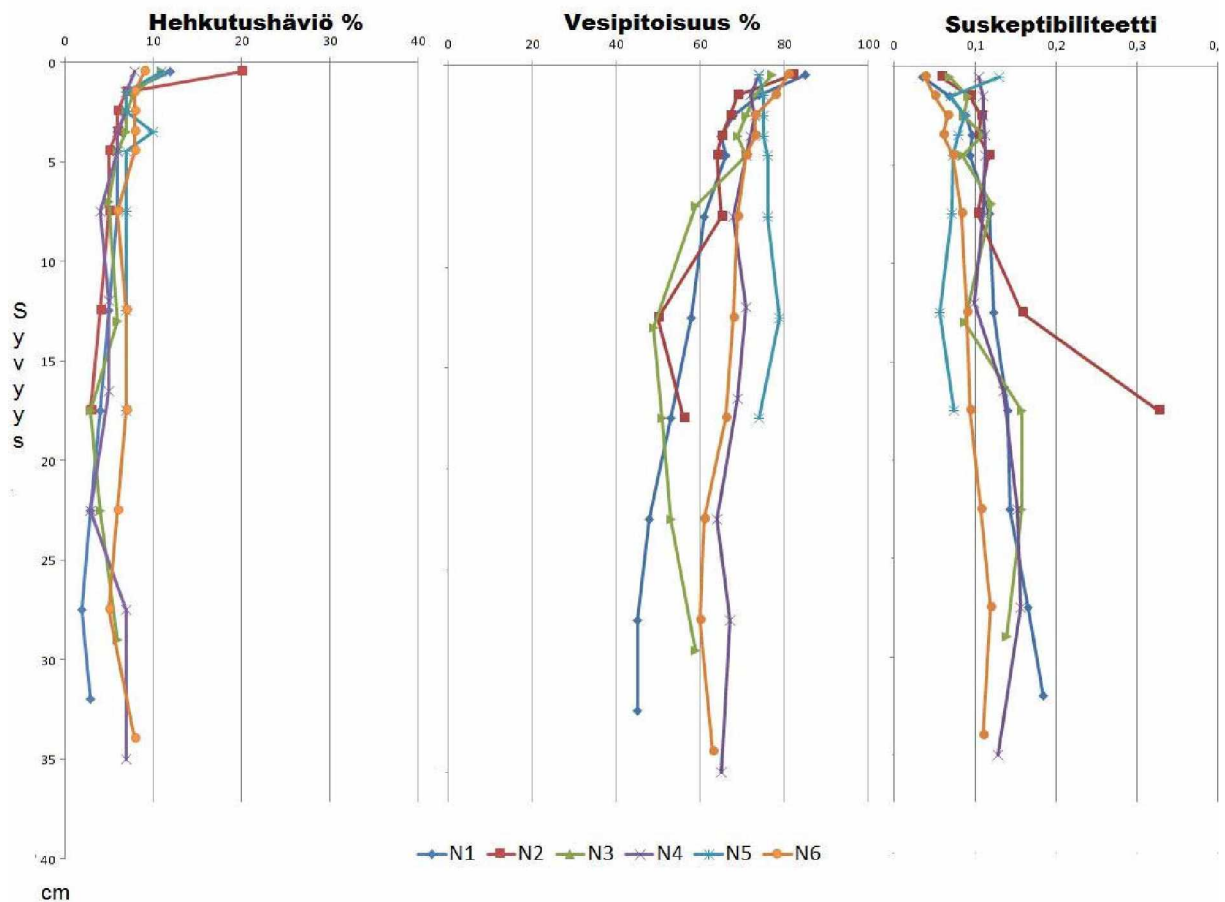


N6



Kuva 38.

Naantalin tutkimusalueen näytteiden N4, N5 N6 stratigrafian kuvaus. Näytesyvyys on merkitty vasemmalle siten, että 0 cm on näytteen pinta. Kerrosten väriä vastaava Munsellin värikoodi on suluissa värin jälkeen.



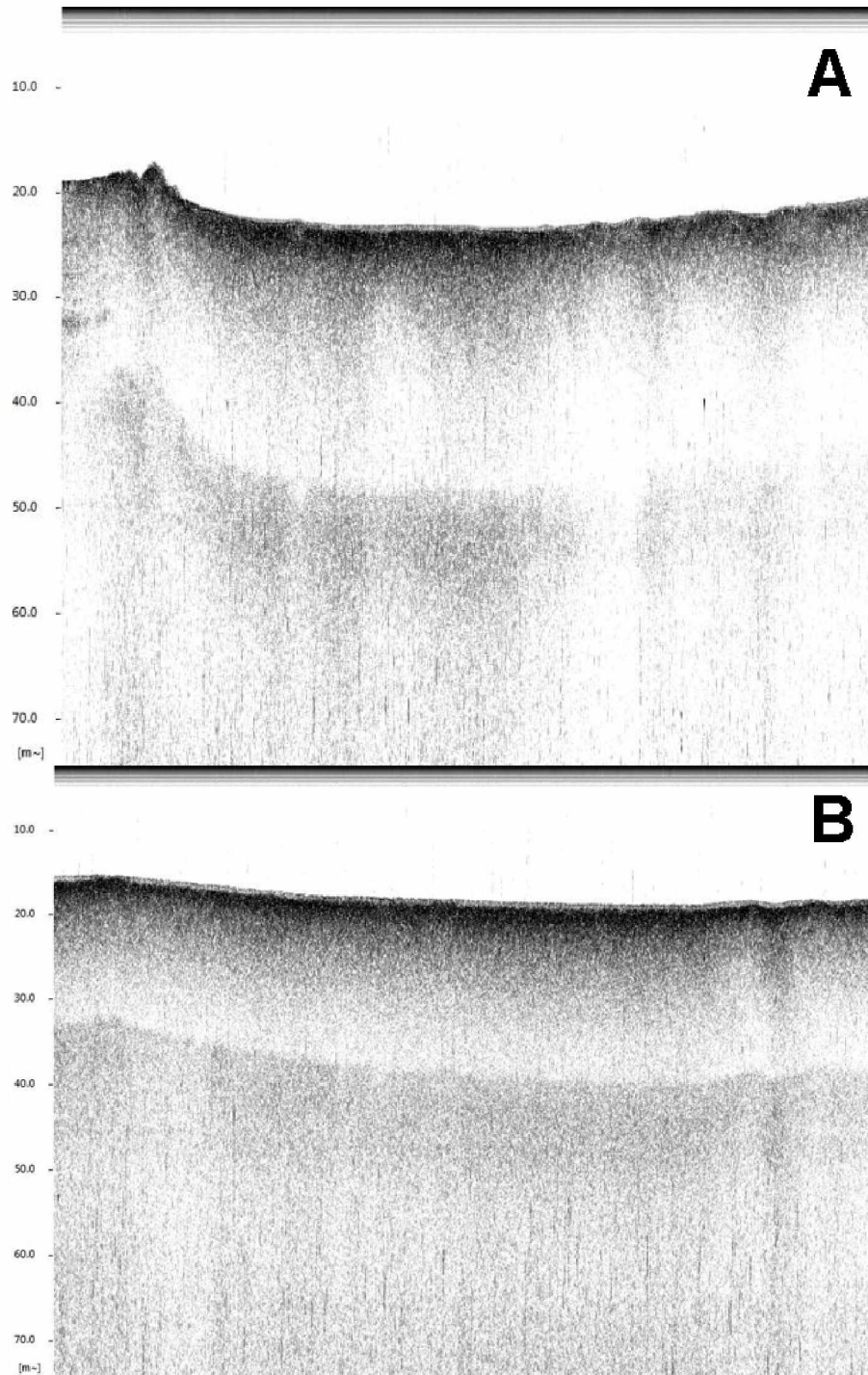
Kuva 39. Naantalin sedimenttinäytteiden fysikaaliset ominaisuudet. Kaavioissa syvyys (cm) juoksee vaaka-akselilla siten, että 0 cm on sedimentin pinta.

Naantalissa kaikilla näytepisteillä, erityisesti näytteissä N1, N2 ja N6 havaittiin runsaasti monisukasmatoja, todennäköisesti *Marenzelleria*-lajin edustajia. Kyseinen 1990-luvulla Itämerelle levinnyt tulokaslaji on tehokas leviämään ja tyypillinen rehevien pohjien eläin. Kottan et al. (2001) tutkimusten mukaan runsas *Marenzelleria*-yhteisö voi pohjasedimenttiä möyhentäessään muuttaa pohjan koostumusta ja vaikuttaa näin positiivisesti sen ominaisuuksiin ja myös pohjan happitilanteeseen.

Näytteiden fysikaaliset ominaisuudet muuttuvat vertikaalisuunnassa hyvin tasaisesti aivan pintakerrosta lukuun ottamatta. Tosin näyte N2 eroaa jossain määrin muista. Myös aistinvaraisten havaintojen perusteella aines oli karkeampaa kuin muiden näytteiden. Näytteen alaosassa havaittava susceptibiliteetin jyrkkä nousu johtunee näytteessä olleista graniitinkappaleista. Kyseinen näyte edustaa ilmeisesti kallion tuntumasta ruopattua läjitysmassaa.

Naantalin sedimenttinäytteiden vesipitoisuus ja heikutushäviö ovat selvästi alhaisemmat kuin Haminan tutkimusalueella. Ero on merkittävä varsinkin pintakerroksessa. Naantalissa merenpohjalla vallitsevat happiolosuhteet vaikuttavat olevan paremmat kuin Haminassa ja luontainen sedimentti sisältää selvästi vähemmän orgaanista ainesta. On myös huomattava, että näytteitä ei jaettu osanäytteisiin heti aluksella, kuten Haminan tutkimusalueella, vaan vasta muutaman päivän kuluttua. Näytteet ovat saattaneet kuivua vähän tuona aikana. Kaikki näytteet vaikuttavat kuitenkin kuivuneen tasaisesti, joten Naantalin näytteet ovat vesipitoisuuden osalta keskenään vertailukelpoisia.

Pinnanalaisia kerrosrakenteita ei saatu juurikaan selvitettyä matalataajuusluotauksella saaduista kaikuprofiileista (Kuva 40). Tämä johtuu todennäköisesti sedimentin suhteellisen korkeasta orgaanisen aineksen pitoisuudesta. Akustisen pulssin tunkeutuminen liejusedimentteihin on tyypillisesti hyvin heikko, sillä pulssi jää oskilloimaan löyhän sedimentin kaasukupliin, eikä siksi pääse läpäisemään pintakerrosta. (Nuorteva 1988). Sitä paitsi mikäli läjitysmassat sisältävät orgaanista ainesta, päättyy se läjityksen yhteydessä hapettomiin oloihin muun läjitysmassan alle. Tällöin käynnistyy mätäkäymisestä johtuva runsas metaanin tuotanto. Läjitysmassojen kaasuuntuminen voi jatkua useita, mahdollisesti kymmeniä, vuosia läjityksen jälkeen. Tästä johtuen matalataajuusluotaus ei todennäköisesti sovellu hiljattain käytössä olleiden läjitysalueiden tutkimukseen, jos läjitysmassoissa on merkittävästi orgaanista ainesta. Läjitysalueen heikko kuvantuminen matalataajuusluotauksessa havaittiin myös Kuvun läjitysalueella tehdyssä vastaavassa tutkimuksessa (Kuulusa 1999).



Kuva 40. Matalataajuusluotauksella saatuja profiilikuvia Naantalin läjitysalueelta. Kuva A on läjitysalueen lounaisosasta ja kuva B pohjoisosasta. Aivan profiilin yläosassa on erotettavissa ohut kerros löyhää sedimenttiä. Profiilin keskivaiheilla näkyvä haamumainen rajapinta on ilmeisesti artefakti. Profiilin vasemmassa reunassa näkyy syvyys metreinä. Veden syvyys voidaan lukea profiileista luotettavasti, mutta pinnan-alaisten kerrostumien paksuudet vääristyvät helposti. Kuvia tulkittaessa on huomioitava myös todennäköinen vertikaalinen vääristymä, jolloin merenpohjan kaltevuudet näyttäivät todellista jyrkemmiltä (Nuorteva 1988).

Tulosten perusteella Naantalın läjitysmassat ovat asettuneet läjitysalueelle hyvin, eivätkä ole altistuneet eroosiolle. Kenttähavaintojen perusteella näytteiden ylin hiljattain kerrostunut pintakerros ei ollut asettunut merenpohjalle yhtä tiiviisti kuin Haminassa. Tämä viittaa siihen, että Naantalın salmessa on jatkuvassa liikkeessä potkuri- ja pohjavirtausten pöllyttämää kiintoainesta. Siksi alue ei ole aivan yhtä selkeä sedimentaatiopohja kuin Hamina, vaan se on mahdollisesti lähempänä transportaatiopohjaa. Luoteisen suojapenkereen länsipuolelta ei saatu näytteitä, vaan näytteenottoaikoilla oli kova pohja. Näytteenottimen alaosaan oli kuitenkin jäänyt vähäisessä määrin karkeahkoa silttistä hiekkaa. Kyseinen alue on ilmeisesti eroosio-pohja, jolle ei sedimentoidu uutta ainesta, eikä siellä myöskään ilmene viitteitä läjitystoiminnan aiheuttamista vaikutuksista.

7.2.3 Virhelähteitä

Tutkimuksessa otettujen sedimenttinäytteiden määrä oli vähäinen suhteessa tutkimusalueiden laajuuteen. Saatujen tulosten yleistäminen koskemaan koko tutkimusaluetta on vaikeaa ja siihen liittyy paljon epävarmuutta. Toisaalta tulokset ovat johdonmukaisia ja käytettävissä ollut syvyysaineisto tukee niitä hyvin Haminan osalta.

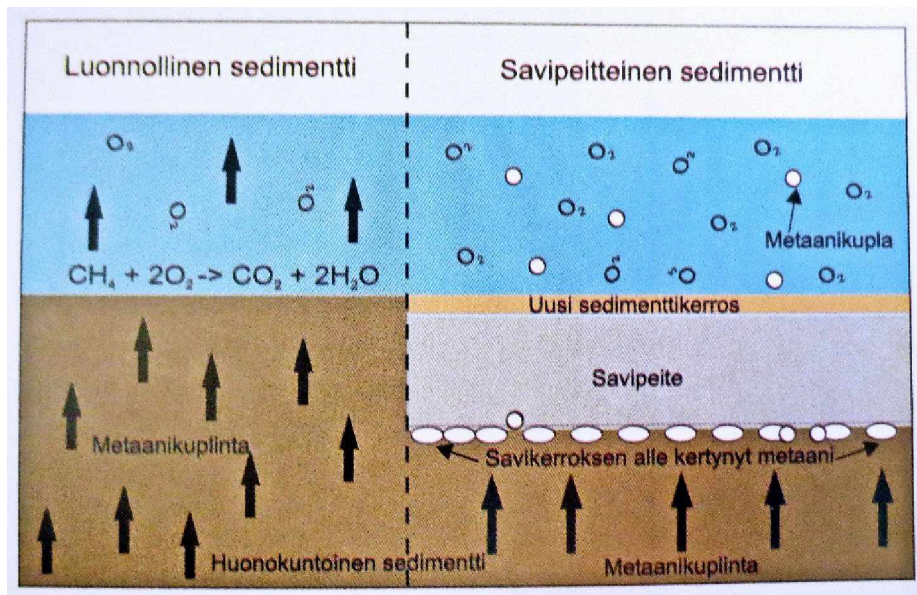
Näytteistä määritetyt indeksiominaisuudet olivat kummallakin kohteella johdonmukaisia ja ne vastasivat hyvin sedimenttinäytteistä tehtyjä havaintoja ja niiden stratigrafiaa. Saadut tulokset vaikuttavat luotettavilta ja varsinkin Haminan kohteelta pystyttiin hyvin erottamaan sedimentaation merkit. Tosin käytettyihin määrittämenetelmiin liittyy pientä epätarkkuutta eivätkä tulokset luonnollisesti ole aivan absoluuttisia. Varsinkin aivan ylintä pintasedimenttiä oli käytettävissä määrittäksiin vain vähäinen määrä, mikä on eräs mahdollinen virhelähde. Naantalın ja Haminan tulosten keskinäistä vertailtavuutta heikentää mahdollisesti vesipitoisuuden ja sen seurauksena myös susceptibiliteetin suhteen Naantalın näytteiden kuivuminen.

7.3 Huonokuntoisen pohjasedimentin peitto Haminassa

Haminan edustan merialue kärsii rehevöitymisen aiheuttamasta hapettomuudesta, mikä oli selvästi havaittavissa myös tämän tutkimuksen sedimenttinäytteistä. Läjitysalueella ja sen lähistöllä tehdyissä pohjatutkimuksissa merenpohja on luokiteltu elottomaksi (Vatanen ja Niinimäki 2005). Myös tämän tutkimuksen perusteella pohja on hapeton ja alueella on käynnissä hapettomuuden aiheuttama mätäkäyminen. Läjitysalueelle läjitetty massa on fysikaalisesti selvästi parempi-laatuista kuin alkuperäinen sedimentti. Läjitysmassa on eristänyt pohjan huonokuntoisen mätäliejukerroksen vesimassasta. Tämä lopputulos on verrattavissa esimerkiksi Tuusulanjärven kunnostamisessa käytettyyn savipeittomenetelmään (mm. Pekkarinen 2005).

Savipeitto (Kuva 41) on vielä kehitteillä oleva järvien kunnostusmenetelmä. Menetelmällä pyritään katkaisemaan sisäisen fosforikuormituksen kierre eristämällä voimakkaasti hapetta kuluttava mätäliejukerros puhtaalla savella. Sommarlundin et al. (1998) mukaan sedimentin hapettomasta kerroksesta hapelliseen kerrokseen

siirtyvien pelkistyneiden yhdisteiden, kuten metaanin ja sulfidin, hapettuminen voi vastata jopa 75 prosenttia sedimentin koko hapenkulutuksesta. Savipeitto estää orgaanisen aineen mädäntyessä vapautuvan metaanin diffuusion vesipatsaaseen. Tällöin metaani kertyy savipeiton alle kaasukupliksi. Tarpeeksi suuriksi kasvettuaan kaasukuplat läpäisevät savipeiton ja vapautuvat suurehkoina kuplina, jolloin ne kohoavat nopeasti, eivätkä ehdi lisätä sedimentin hapenkulutusta. Laboratoriohavaintojen mukaan syntynyt purkautumisaukko sulkeutuu uudelleen kiinni, jolloin uusi sedimentoituva aines ei joudu kosketuksiin alempien kerrostumien kanssa ja sedimentin hapenkulutus laskee kohtuulliselle tasolle (Pekkarinen 2005).



Kuva 41. Savipeittomenetelmän toimintaperiaate (Pekkarinen 2005).

Brannonin et al. (1986) laboratoriokokeiden mukaan liejusedimentin peitto savipitoisella massalla vähensi selvästi sedimentin hapenkulutusta ja rajoitti fosforin vapautumista tehokkaasti. Savi esti fosforin vapautumisen veteen paremmin kuin siltti ja hiekka. Suomessa savipeittomenetelmää on testattu Tuusulanjärven kunnostuksen yhteydessä tehdyillä laboratorio-, allas- ja täysmittakaavaisilla kokeilla (mm. Pekkarinen 2005, Riipi ja Rytönen 1996, Sommarlund ja Mäntysalo 1996) sekä Kevätön-järven sedimenteillä tehdyillä laboratoriokokeilla (Matinvesi ja Hammar 1998). Sommarlundin ja Mäntysalon (1996) kokeiden perusteella viiden ja kymmenen senttimetrin paksuiset savikerrokset vähensivät sekä kokonais- että fosfaattifosforin vapautumista sedimentistä 60–70 prosenttia. Matinveden ja Hammarin (1998) tutkimuksessa viiden senttimetrin savikerros vähensi fosforin vapautumista noin 75 prosenttia.

Savipeittomenetelmä on vielä kehitteillä ja sen soveltaminen järvimittakaavassakin on haastavaa. Itämeri on järviin verrattuna aivan eri suuruusluokkaa, joten savipeitolla saataisiin parhaimmassakin tapauksessa vain hyvin paikallisia tuloksia. Menetelmän toimivuudesta merialueilla ei ole olemassa tutkimustietoa. Läjityksen mahdolliset savipeittoa muistuttavat vaikutukset ovat kuitenkin huomioimisen arvoinen näkökulma, kun tulevia läjityshankkeita suunnitellaan. Oikein sijoitetulla läjitysalueella voidaan saada aikaan merialueen tilan paikallista paranemista sillä perusteella, että läjitys ehkäisee ravinteiden sisäkuormitusta.

8 Johtopäätökset

Sekä Haminan että Naantalın alueiden läjitetty materiaali vaikuttaa asettuneen osaksi luontaista merenpohjaa. Haminassa kahdella läjitysalueelta otetussa näytteessä oli erityisen selvästi havaittavat merkit sedimentaatiosta, alueelle on kertynyt kolmessa vuodessa suunnilleen kolmesta neljään senttimetriä paksu löyhä ja vesipitoinen uusi sedimenttikerros. Tosin pohjan harjanteella sijainneella näytepisteellä läjitysmassan päälle ei ollut kertynyt uutta sedimenttiä, joten sen kohdalla läjitysmassan paikallaan pysyvyyttä ei voitu todentaa. Haminan tutkimusalue on tulosten perusteella selkeä sedimentaatioalue. Vaikka läjitysalue onkin rannikon läheisyydessä eikä kovin syvä, ovat sen virtausolot hyvin rauhalliset, pääasiassa sitä ympäröivien matalien kynnysten ansiosta.

Naantalissa sedimentaation merkit olivat heikommat, sillä läjitetty massa oli fysikaalisesti hyvin samantapaista kuin alueen luontainen sedimentti. Suuri osa läjitetystä massasta onkin peräisin läjitysalueen läheisyydessä olleelta Moton-matalalta. Pohjaeläimiä havaittiin sekä läjitysalueelta että sen ulkopuolelta otetuissa näytteissä. Merkkejä läjitetyn aineksen kulumisesta ei kuitenkaan ollut havaittavissa, sillä läjitysmassat eivät ole paljaana, vaan niiden päällä on noin kolmen senttimetrin paksuinen kerros löyhää hiljattain kerrostunutta sedimenttiä. Ylin kerros vaikutti virtausten lähes jatkuvasti liikkeellä pitämältä ainekselta. Tämä on luonnollista, sillä alue on osittain väyläalueella, jolla laivojen aiheuttamat potkurivirtaukset ovat voimakkaita. Lisäksi Naantalın salmen läpi kulkee selkeä pohjavirtaus.

Pohjan topografian ei havaittu muuttuneen suuresti kolmessa vuodessa kummallakaan läjitysalueella. Muutokset olivat lähinnä läjitysalueiden paikallisten korkeuserojen tasoittumista. Naantalissa myös sedimenttimassojen painuminen on oletettavasti merkittävä tekijä, sillä kokoonsa nähden alueelle on läjitetty runsaasti massoja. Painuman tarkan määrän arviointi on kuitenkin vaikeaa läjitetyn sedimentin heterogeenisuuden takia.

Haminassa läjitetty massa oli fysikaalisesti selvästi parempilaatuista kuin alkuperäinen sedimentti. Läjityksellä on osittain saatu eristettyä runsaasti happea kuluttava alkuperäinen mätäliejukerros alusvedestä. Näin pintasedimentin hapenkulutus on saatu vähentymään. Tosin merialueen mittakaavassa näin pienialaisen toiminnan vaikutus jäänee häviävän pieneksi. Kyseinen näkökulma on kuitenkin huomioimisen arvoinen ja mahdollinen läjitysalueiden valintakriteeri.

Tulosten perusteella Haminan Uolionselkä on erinomainen läjitysalue. Tämä selittyy alueen rauhallisilla virtausoloilla. Alue on maljamaisessa syvänteessä, jota reunustavat matalammat kynnykset. Läjitysalue ei myöskään ole väyläalueella. Myös Naantalın läjitysalueella massat vaikuttaisivat suhteellisen hyvin stabiloituneilta, mutta tulos ei ole yhtä selvä kuin Haminan Uolionselällä. Tämä johtuu suurelta osin läjitysalueella vaikuttavista voimakkaista potkurivirtauksista.

Läjitysalueiden seurannassa pintasedimenttinäytteenotto on suositeltava menetelmä saatujen tulosten perusteella. Se on suoraviivainen sekä suhteellisen nopea ja edullinen menetelmä, jonka avulla ainakin tämän tutkimuksen kohteissa pystyttiin hyvin ottamaan kantaa läjitetyn aineksen asettumiseen. Läjityshankkeiden tarkkailun

yhteydessä otetaan toisinaan sedimenttinäytteitä, mutta niiden analyyseissa keskitytään pääasiassa haitta-aineiden pitoisuuksiin. Mahdollisen tapahtuneen sedimentaation merkkien havainnointi tuottaisi arvokasta tietoa massojen paikallaan pysyvyydestä. Sedimentaation merkkejä etsittäessä on näytteiden ylin pintakerros erityisen tärkeä, ja se on analysoitava suunnilleen yhden senttimetrin tarkkuudella, jos läjitystoiminnan päättymisestä on vain muutamia vuosia.

Kaikuluotauksella tuotettu syvyysaineisto soveltuu myös läjitysalueiden seurantaan, varsinkin jos tuloksiin yhdistetään sedimenttinäytteenotto. Syvyysaineistoja tulkitsemalla nähdään konkreettisesti, miten läjitysalueen topografia on kehittynyt. Yksinään sen perusteella on kuitenkin hankala ottaa kantaa topografian muutosten syihin, joita voivat olla erityisesti eroosio, sedimentaatio ja tiivistyminen. Syvyysaineistoihin liittyy myös runsaasti epävarmuustekijöitä, eivätkä eri vuosien aineistot ole välttämättä vertailukelpoisia. Lisäksi laajoilla läjitysalueilla topografian muutokset ovat niin vähäisiä alueen pinta-alaan nähden, että niiden havaitseminen on vaikeaa. Topografian muutokset tulevat selvemmin esiin vuosien kuluessa, joten menetelmä voisi soveltua erityisesti suhteellisen vanhojen läjitysalueiden tutkimukseen.

Matalataajuusluotaus soveltuu huonosti tuoreiden läjitysalueiden tutkimukseen, sillä läjitetty massa kaasuuntuu yleensä orgaanisen aineksen hajotessa hapettomissa oloissa. Tällöin akustinen pulssi ei pääse läpäisemään suhteellisen paljon kaasua sisältävää pintakerrosta. Tästä johtuen pinnallaiset rakenteet eivät välttämättä ole erotettavissa luotausprofiilista.

Läjitysmassojen paikallaan pysyvyyden problematiikkaa voisi lähestyä myös pohjaan asennettavien sedimenttikeräinten avulla. Näin voitaisiin konkreettisesti havainnoida, onko läjittäminen muuttanut alueella tapahtuvaa sedimentaatiota, esimerkiksi lisäämällä sitä tai muuttamalla kiintoaineksen ominaisuuksia. Merkkiainetutkimus on myös eräs mahdollinen tutkimusmenetelmä. Tutkimuksessa läjitettävän massan sekaan sekoitetaan merkkiainetta, kuten fluoresoivaa väriainetta, jonka mahdollista leviämistä ympäristöön voidaan seurata. Menetelmää suunnitellaan käytettäväksi ainakin Turun Sataman Rajakarin läjitysalueen tutkimuksessa (Turun Satama 2012).

Tässä työssä tarkasteltujen läjityshankkeiden ei ole todettu vaikuttavan merialueen sameuteen pitkällä aikavälillä. Selvää veden kiintoainespitoisuuden nousua on havaittu läjitystöiden yhteydessä, mutta arvot ovat palautuneet nopeasti luontaiselle tasolle. Sameuden ja muiden mahdollisten pitkäaikaisvaikutusten havaitseminen velvoitetarkkailun yhteydessä onkin vaikeaa, sillä merialueiden oloihin vaikuttavat myös monet muut tekijät. Varsinkin jos läjitysalueiden jälkitarkkailu suoritetaan koko merialueen yhteistarkkailun yhteydessä, läjitysalueen vaikutus jää vähäiselle huomiolle eikä ole erotettavissa muista vesialueen muutoksista.

Läjitysalueita on tutkittu Suomessa viimeisen vuosikymmen aikana vain velvoitetarkkailun yhteydessä. Tarkkailujen tuloksia on kuitenkin hankala vertailla, sillä aineistot ovat hajanaisia ja käytetyt tutkimusmenetelmät poikkeavat usein toisistaan. Olisikin tärkeää yhdenmukaistaa velvoitetarkkailujen tutkimuskäytäntöjä.

Kirjallisuusluettelo

- Al-Hamdani, Z. ja Reker, J. (toim.) 2007. *Towards marine landscapes in the Baltic Sea. BALANCE interim report no. 10*, 116 s. Saatavana Internetissä, viitattu 12.10.2013. <http://balance-eu.org/xpdf/balance-interim-report-no-10.pdf>
- Alenius, P. 2012. Kerrostuneisuus, sekoittuminen, kumpuaminen, virtaukset ja veden viipymä. Teoksessa: Leppänen, J.-M., Rantajärvi, E., Bruun, J.-E. ja Salojärvi, J. (toim.) *Suomen merenhoitosuunnitelman valmisteluun kuuluva meriympäristön nykytilan arvio*, 45–48. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 10.11.2013. <http://www.ym.fi/download/noname/%7B62E78B95-3FCA-41ED-AC1C-DA865DF646AE%7D/34442>
- AML Oceanographic 2013. *What is a Multi-beam System? Multibeam System Overview*. Sivuuun viitattu 07.11.2013. <http://www.amloceanographic.com/CTD-Sound-Velocity-Environmental-Instrumentation-Home/Multibeam-Overview>
- Andrejev O., Myrberg, K. ja Lundberg P. A. 2004. Age and renewal time of water masses in a semi-enclosed basin – application to the Gulf of Finland, *Tellus A* 56, 548–558.
- Anttila-Huhtinen, M. 2013. Pohjaeläintutkimukset merialueella Pyhtää - Kotka - Hamina vuosina 2010–2013 ja vertailua aikaisempiin tuloksiin. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 231/2013, 39 s.
- Biggs, R.B. 1978. Coastal Bays. Teoksessa: Davis, R. (toim.) *Coastal sedimentary environments*. Springer, New York, 69–99.
- Blomqvist, S. 1992. *Geochemistry of Coastal Baltic Sediments: Processes and Sampling Procedures*, Tukholma, 37 s.
- Boman, H. ja Johansson, M. 2012. *Vedenpinnan korkeus Suomen rannikolla. Teoksessa: Leppänen, J.-M., Rantajärvi, E., Bruun, J.-E. ja Salojärvi, J. (toim.) Suomen merenhoitosuunnitelman valmisteluun kuuluva meriympäristön nykytilan arvio*, 53–58. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 10.11.2013. <http://www.ym.fi/download/noname/%7B62E78B95-3FCA-41ED-AC1C-DA865DF646AE%7D/34442>
- Bonsdorff, E., Laine, A. O., Hänninen J., Vuorinen I. & Norkko A. 2003. Zoobenthos of the outer archipelago waters (N. Baltic Sea) - the importance of local conditions for spatial distribution patterns. *Boreal Environment Research* 8, 135–145.
- Boskalis 2012. *Environmental mitigation measures – Air bubble screen*. Royal Boskalis Westminster N.V., Hollanti, 2 s.
- Brannon, J.M., Hoeppel, R.E., Sturgis, T.C., Smith, I., ja Gunnison, D. 1986. Effectiveness of capping isolating Dutch kills sediment from biota and the overlying water. Final Report. Miscellaneous Paper D-86-2. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, 33 s.
- Bray, N. ja Cohen, M. (toim.) 2010. *Dredging for development*. International Association of Dredging Companies/International Association of Ports and Harbors, Tokio, 84 s.
- Bray, N., Bates, A.D., and Land, J.M. 1997. *Dredging - A handbook for engineers*. Second Edition. Arnold, London, 434 s.
- Cohen, M. (toim.) 2005. *Dredging: the facts*. Opmeer Drukkerij bv, Hollanti, 8 s.
- Colby, B. 1963. *Fluvial sediments – a summary of source transportation and measurement of sediment discharge*. U.S. Geological Survey Bulletin, 1181-A.

- Dambrink, R. 2011. Total geological history approach of till deposits along the Finnish coast. Pro gradu -työ. VU University, Faculty of Earth- and Life sciences, Amsterdam, 109 s.
- Donze, M. (toim.) 1990. Shaping the environment: aquatic pollution and dredging in the European community. The Hague, Delwel, 184 s.
- Dugué, V., Blanckaerti, K., Chen, Q. ja Schleiss, A. 2013. Reduction of bend scour with an air-bubble screen - morphology and flow patterns. *International Journal of Sediment Research* 28, 15–23.
- Dyer, K. 1986. Estuarine and coastal sediment dynamics. Wiley, 358 s.
- Environment Canada. 1994. Environmental impacts of dredging and sediment disposal. Environment Canada, Quebec and Ontario Regions, Canada.
- FCG 2011. Pohjankurun väylän syventäminen 6,0 metrin väyläksi. Ympäristövaikutusten arviointi – Arviointiselostus, 71 s. Saatavissa Internetissä, sivuun viitattu 18.11.2013.
<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=124218&lan=fi>
- Haapala J. 1994. Upwelling and its influence on nutrient concentration in the coastal area of the Hanko Peninsula, entrance of the Gulf of Finland. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 38, 507–521.
- Heikkonen, M. (toim.). 2008. Vuosaaren satama ja ympäristö – suunnittelusta rakentamiseen. Vuosaaren Satama ja Ympäristö. VUOSA ja VUOLI, 181 s.
- Heino, A. 1970. Pohjasedimenteistä ja sedimentaatiosta Turun edustan merialueella. Luonnontieteen lisensiaattitutkielma. Turun yliopisto, maantieteen laitos, 72 s.
- Heiskanen, A.-S. 1998. Factors Governing Sedimentation and Pelagic Nutrient Cycles in Northern Baltic Sea. Monographs of the Boreal Environment Research No. 8. Suomen ympäristökeskus. Tampere, 80 s.
- HELCOM. 2007a. Climate Change in the Baltic Sea Area. HELCOM Thematic Assessment in 2007. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 111. Helsinki Commission, Helsinki, 49 s.
- HELCOM 2007b. Guidelines for the disposal of dredged material at sea, 28 s. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 12.10.2013.
<http://helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Manuals%20and%20Guidelines/Guidelines%20for%20the%20Disposal%20of%20Dredged%20Material%20at%20Sea.pdf#search=guidelines%20for%20disposal>
- HELCOM 2011. The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 128, 217 s. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 12.11.2013. <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP128.pdf>
- Helsingin Satama 2012. Ruoppausmassojen meriläjäytysalue Helsingin edustalla. Ympäristövaikutusten arviointiohjelma. Helsingin Satama, julkaisusarja B2012:12. Saatavana Internetissä, sivulla vierailtu 25.07.2013.
https://www.portofhelsinki.fi/download/15759_Helsa_YVA-selostus.pdf
- Håkanson, L. ja Jansson, M. 1983. Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 316 s.
- International Hydrographic Organization 2012. Manual on Hydrography. International Hydrographic Bureau, Publication C-13, Monaco, 482 s. Saatavissa Internetissä, sivuun viitattu 02.10.2013.
http://www.iho.int/iho_pubs/CB/C13_Index.htm
- Jansen, P.P. (toim.) 1979. Principles of river engineering: the non-tidal alluvial river. Pitman, Lontoo, 509 s.
- Jumppanen, K. 2000. Turun sataman ruoppausmassojen läjityksen vesistövaikutusten tarkkailu vuonna 1999. Vuosiyhteenveto. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy. Tutkimusseloste 162, 27 s.

- Kankaanpää, H. ja Kotilainen, A. 2008. Itämeri kaikuu historiansa kuviksi. *Tiede* 28 (6), 24–27.
- Karlsson, O. 1983. Ruoppaustöiden vaikutukset rannikkoalueen tilaan ja kalatalouteen. Tie- ja vesirakennushallitus, TVH 753321, Turku, 115 s.
- Kaskela, A. ja Kotilainen, A. 2009. Bedrock influence on submarine geodiversity - example from the Baltic Sea. Teoksessa: BSSC 2009. 7th Baltic Sea Science Congress 2009 : towards better understanding and improved technology for serving the society, August 17–21, 2009, Tallinn, Estonia: abstract book. Tallinn University of Technology, Viro, 128 s.
- Kauppila, T. ja Wright, J. 1997. Ruoppausmassojen läjittämisen vaikutukset vesistöön ja kalatalouteen Pohjois-Airistolla. Raportti vuonna 1996 tehdyistä tutkimuksista. Turun yliopiston Saaristomerentutkimuslaitos, 45 s.
- Kauppinen, P. 2010. Pyhtään, Kotkan ja Haminan kalatalousalueiden käyttö- ja hoitosuunnitelma v. 2010–2017. Kotka, 57 s.
- Kemin satama 2010. Ajoksen sataman laajentaminen – Ympäristövaikutusten arviointiselostus, 150 s. Saatavissa Internetissä, sivuun viitattu 10.11.2013. <http://projektit.ramboll.fi/YVA/keminsatama/aineistot/KeminSatama-YVAselostus>.
- Kiirikki, M. ja Rasmus, K. 2013. Arvio luonnollisen resuspension suuruusluokasta Suomenlahden avoimella merialueella. Luode Consulting Oy, 10 s.
- Kirby, R., ja Land, J.M. 1991. The impact of dredging - a comparison of natural and man-made disturbances to cohesive sedimentary regimes. Proceedings of the CEDA-PIANC Conference, 13–14 November 1991, Amsterdam, 5 s.
- Korkka, E. 1995. Turun sataman ruoppaus- ja läjitystoiminnan sedimentti-vaikutuksista. Pro Gradu -tutkielma, Turun Yliopisto, Geologian laitos, maaperägeologian osasto, 81 s.
- Kotilainen, A. 2013. Itämeren geologia. Itämeriportaali. Sivuu viitattu 05.08.2013. http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/yleiskuvaus/geologia/fi_FI/geologia/
- Kotilainen, A., Kaskela, A., Ahlman, M., Laine A. ja Lax, H.-G. 2012. Itämeren ja Suomen merialueiden kuvaus. Teoksessa: Leppänen, J.-M., Rantajärvi, E., Bruun, J.-E. ja Salojärvi, J. (toim.) Suomen merenhoitosuunnitelman valmisteluun kuuluva meriympäristön nykytilan arvio, 12 –21. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 10.11.2013. <http://www.ym.fi/download/noname/%7B62E78B95-3FCA-41ED-AC1C-DA865DF646AE%7D/34442>
- Kotta, J., Orav, H. ja Sandberg-Kilpi, E. 2001. Ecological consequence of the introduction of the polychaete *Marenzelleria cf viridis* into a shallow-water biotope of the northern Baltic Sea. *Journal of Sea Research* 46, 273– 280.
- Kujansuu, R. & Niemelä, J. (toim.) 1984. Turku. Suomen maaperä 1:100 000, lehti 1043. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Kuparinen, J. ja Tuominen, L. 2001. Eutrophication and self-purification: counteractions forced by large-scale cycles and hydrodynamic processes. *Ambio* 30 4/5, 190–194.
- Kuulusa, M. 1999. Pohjois-Airiston merialueen pintasedimenttitutkimus. Pro Gradu -tutkielma, Turun Yliopisto, Geologian laitos, maaperägeologian osasto, 70 s.
- Laasonen, J. 2000. Saastuneiden sedimenttien käsittelymahdollisuudet Kymi-jossa ja kenttäkokeiden suunnittelu. Espoo 2000. VTT julkaisuja 843, 115 s.
- Lee, L.T. 2001. Geotechnical properties and sediment characterization for dredged material models. U.S.Army Engineer Research and Development Center, DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-N13).
- Lehtonen, H. 2003. Iso kalakirja: ahvenesta vimpään. WSOY, Helsinki, 280 s.

- Leinikki, J. 2011. Vesikasvillisuuden seurantalinjat Haminan syväväylän varrella syyskuussa 2010. Alleco Oy. Teoksessa: Mattila, J., Raunio, J. ja Anttila-Huhtinen, M. Haminan sataman vesistö- ja kalataloustarkkailut vuonna 2010. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 148/2011. Saatavissa Internetissä, sivuun viitattu 10.8.2013.
<http://www.kymijoenvesijaymparisto.fi/tutk148.pdf>
- Liikennevirasto 2013. Vesiväylätutkimusten yleisohjeet. Liikenneviraston ohjeita 18/2013, 96 s.
- Lindberg, B. Ehlers, C. ja Edèn, P. 1994. Kallioperäkartta 1:10 000. Lehti 1043 Turku. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Lindfors, A. 2012. Utö-Naantali väylä potkurivirtaus selvitys 18.9.2010 ja 19.12.2011. Luode Consulting Oy, 8 s.
- Lindfors, A., Huttunen, O. ja Kiirikki, M. 2008. Vuosaaren sataman ympäristössä ja meriläjitysalueella havaittu veden samentuminen vuonna 2007. Luode Consulting Oy, Raportti 15. 2. 2008.
- Matinvesi, J. ja Hammar, T. 1998. Sedimentin saveamisen vaikutus ravinteiden vapautumiseen - tuloksia laboratoriokokeista. Ympäristö ja terveys 2009 (2-3), 40-45.
- Mattila, J. ja Raunio, J. 2010. Haminan sataman vesistö ja kalataloustarkkailu 2009. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 124/2011, 37 s.
- Mattila, J., Raunio, J. ja Anttila-Huhtinen, M. 2011. Haminan sataman vesistö- ja kalataloustarkkailut vuonna 2010. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 148/2011, 34 s.
- Merenkululaitos 2006. Haminan 12 metrin väylä. Ympäristövaikutusten arviointi, arviointiselostus, 94 s.
- Metzner, M., Gadeb, M., Hennings, I. ja Rabinovich, A. 2000. The observation of seiches in the Baltic Sea using a multi data set of water levels. Journal of Marine Systems 24: 1-2, 67-84.
- Mustonen, S. 1986. (toim.) Sovellettu hydrologia, Vesi yhdistys Helsinki, 503 s.
- Myrberg, K. ja Andrejev, O. 2003. Main upwelling regions in the Baltic Sea – a statistical analysis based on three-dimensional modelling. Boreal Environment Research 8, 97-112.
- Myrberg, K., Leppäranta, M. ja Kuosa, H. 2006. Itämeren fysiikka, tila ja tulevaisuus. Yliopistopaino, Helsinki, 202 s.
- Mälkki, P. ja Perttilä, M. 2009. Itämeren vedenvaihto ja happiolosuhteet. Teoksessa: Haapala, I. ja Pulkkinen, T. (toim.) Maan ytimeistä avaruuteen : ajan-kohtaista suomalaista geo- ja ympäristötieteellistä tutkimusta. Suomen tiedeseura, Helsinki, 151-161.
- Niemelä, J., Stén, C.-G. Taka, M. ja Winterhalter, B. 1987. Turun-Salon seudun maaperä, Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 83 s.
- Niinimäki, J. ja Vatanen, S. 2006. Haminan Sataman vesialueen syventäminen ja satamaan johtavan väylän oikaisu sekä kulkusyvyyden lisääminen 12 metriin. Selvitys hankkeen vaikutuksista vesistön tilaan, kalastoon ja kalastukseen. Kala ja Vesitutkimus Oy, 36 s.
- Nuorteva, J. 1988. Akustisilla luotausmenetelmillä saatu kuva merenpohjan kvartaärikerrostumista. GTK:n tutkimusraportti 82, Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 32 s.

- Oravainen, R. 1999. Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi havaintoesimerkein varustettuna. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry, 25 s. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 2.12.2013.
<http://www.kvvy.fi/opasvihkonen.pdf>
- Parr, W., Clarke, S. J., Van Dijk, P. ja Morgan, N. 1998. Turbidity in English and Welsh tidal waters. WRc Report No. CO 4301. Report for English Nature. WRcMedmenham, Bucks, 21 s.
- Palmén, E. 1930. Untersuchungen über die Strömungen in den Finnland umgebenden Meeren. Suomen Tiedeseura, Commentationes physico-mathematicae 12, 94 s.
- Paipai, E. 2003. Beneficial Uses of Dredged Material: Yesterday, Today and Tomorrow. Terra et Aqua 92, 3–12.
- Palermo, M., Schroeder, P., Estes, T. ja Francingues, N. 2008. Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments. USACE, Environmental laboratory, ERDC/EL TR-08-29, 304 s. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 23.10.2013. <http://www.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a488763.pdf>
- Palko J. 1994. Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. Water and Environment District of Oulu and Laboratory of Hydraulic and Water Resources Engineering, University of Oulu, 58 s. (väitöskirja)
- Paukkeri, H. 2012. Väyläruoppauksen tietomallipohjaisen prosessin kehittäminen. Diplomityö, Aalto-yliopisto, Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos, 83 s.
- Peddicord, R. ja McFarland, V. 1978. Effects of suspended dredged material on aquatic animals. Technical Report D-78-29. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, USA, 123 s.
- Peeters, E. 2013. Innovative Design, Techniques and Equipment at Maasvlakte 2, Port of Rotterdam. Terra et Aqua 131, 18–28.
- Pekkarinen, M. 2005. Savipeitto. Teoksessa: Ulvi, T. ja Lakso, E. (toim.) Järvien kunnostus. Suomen ympäristökeskus, Ympäristöopas 114, Helsinki, 317–327.
- Pekkarinen, S., Salmi, T., Mäkyne, A. ja Lintinen, O. 2010. Ruoppausmassojen läjityksen vesistö- ja kalatalousvaikutusten tarkkailu 2003–2009. Yhteenvetoraportti, Ramboll Oy, Espoo, 49 s.
- Peltonen, H. 2012. Espoon merialueen kalataloustarkkailu 2010–2011. Ramboll, Tarkkailuraportti, 25 s.
- Peltoniemi, M. 1988. Maa- ja kallioperän geofysikaaliset mittausmenetelmät. Hämeenlinna, 411 s.
- Pennekamp, J.G.S. ja Quaak, M.P. 1990. Impact on the environment of turbidity caused by dredging. Terra et Aqua 42, 10–20.
- Pequegnat, W. E., Gallaway, B. ja Wright, T. 1990. Revised Procedural Guide for Designation Surveys of Ocean Dredged Material Disposal Sites, 262 s.
- PIANC 2009. Dredging management practices for the environment - A structured selection approach. Report No 100, Brysseli, 62 s.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Sarkkula, J. Lepistö, L., Hällfors, G. ja Kauppila, P. 1990. Veden laatu ja rehevyys itäisellä Suomenlahdella - Raportti vuosien 1987–88 tutkimuksista. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 50. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki, 137 s.
- Press ja Siever. 1986. Earth. 4th Edition. Freeman and Co, New York, 626 s.
- Raateoja M., Myrberg K., Flinkman, J. ja Vainio J. 2008. Kotimeri - Itämeri ympärillämme. Edita, Porvoo, 133 s.

- Riipi, T. 1997. Ruoppaus- ja läjitystekniikoiden valinta maalajien ominaisuuksien ja ympäristövaikutuksien perusteella. VTT Tiedotteita 1853, VTT, Espoo, 63 s.
- Riipi, T. ja Rytönen, J. 1996. Kirjallisuuskatsaus sedimentin peittämistekniikoista - sovelluskohteena Tuusulanjärven kunnostus. VTT Valmistustekniikka, 35 s.
- Rinne, J., Tapaninen, M. ja Vähänäkki, P. 2007. Kymijoen alaosan koski- ja virtapaikkojen pohjanlaadut sekä lohen ja meritaimenen lisääntymisalueet. Maa- ja metsätalousministeriö 83/2007, 30 s.
- Ritari, J. 2004. Kymijoen alaosan ja sen edustan merialueen kalataloudellisen yhteistarkkailun kalastustiedustelu vuoden 2003 kalastuksesta. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 116/2004, 28 s. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 8.11.2013. <http://www.kymijoenvesijaymparisto.fi/julk116.pdf>
- Rokosch, W. D. 1993. Dredging: A clean up technique for contaminated aquatic sediments. Terra et Aqua, 50, 23–36.
- Salmi, P. ja Kipinä-Salokannel, S. (toim.) Varsinais-Suomen pintavesien toimenpideohjelma vuoteen 2015. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 5/2010. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, vesien tilan yksikkö, 114 s.
- Salonen, V-P. Eronen, M. ja Saarnisto, M. 2002. Käytännön Maaperägeologia. Kirja-Aurora, Turku, 237 s.
- Seinä, A. 2012. Jääpeite. Teoksessa: Leppänen, J.-M., Rantajärvi, E., Bruun, J.-E. ja Salojärvi, J. (toim.) Suomen merenhoitosuunnitelman valmisteluun kuuluva meriympäristön nykytilan arvio, 35–38. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 10.11.2013. <http://www.ym.fi/download/noname/%7B62E78B95-3FCA-41ED-AC1C-DA865DF646AE%7D/34442>
- Sheehan, C. ja Harrington, J. 2012. Management of dredge material in the Republic of Ireland – A review. Waste Management. Vol. 32:5, 1031–1044.
- Simonen, A. 1973. Hamina. Kallioperäkartta 1:100 000, lehti 3042. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Sirkkiä, E. 2009. Vesiväyläsuunnitelmat: kokonaisuudet ja sisällönhallinta. Merenkululaitoksen julkaisuja 5/2009. Merenkululaitos, Helsinki, 43 s.
- Sommarlund, H. ja Mäntysalo, J. 1996. Savipeiton ja kemikaloinnin vaikutukset fosforin vapautumiseen Tuusulanjärven sedimentistä laboratoriokokeissa. Vesitalous 37 (3), 23–26.
- Sommarlund, H., Pekkarinen, M., Kansanen, P., Vahtera, H. ja Väisänen, T. 1998. Savipeittomenetelmän soveltuvuus Tuusulanjärven sedimentin kunnostuksessa. Suomen ympäristö 231. Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki, 99 s.
- Stern, E.M. ja Stickle, W.B. 1978. Effects of turbidity and suspended material in aquatic environments: Literature review. Technical Report D-78-21. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, 177 s.
- Suomen Satamaliitto 2009. Tarpeet ja menettelytavat ruoppausmassojen yhteissijoituspaikkojen perustamiseksi. Raportti 23.9.2009. 24 s. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 24.8.2013. http://www.finnports.com/document.php/1/180/sedimenttien_yhteissijoitushankkeen_raportti_final_23_9_2009.pdf/535e0b6a636d832dde86c2c96760bd86
- Suomen satamaliitto 2013. Satamaliiton tilastoja. Sivuuun viitattu 19.9.2013. <http://www.finnports.com/fin/tilastot/?stats=yearly&T=0&year=2012>
- Turun Satama 2012. Kunnossapitoruoppauksen ja meriläjityksen vesistö- ja kalatalousvaikutusten tarkkailu 2011–2018. FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, työ nro 110378-P13544-P001, 31 s.
- Turun Satama 2013. Rajakarin läjitysalueen tarkkailututkimus 2013, FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, Työ nro 110378-P21613, 11 s.

- U.S. Army Corps of Engineers 2013. What is Dredging? Sivuun viitattu 12.09.2013.
<http://education.usace.army.mil/navigation/dredging.html>
- USEPA. 1994. ARCS Remediation guidance document. Environmental Protection Agency 905-B94-003. Great Lakes National Program Office, Chicago. Saatavana Internetissä, sivuun viitattu 10.9.2013.
<http://www.epa.gov/grtlakes/arcs/EPA-905-B94-003/EPA-905-B94-003.html>
- Vahanne, P. ja Vestola, E. (toim.) 2007. TBT-BAT MANUAL - Organotinapitoisten sedimenttien ruoppaus ja käsittely, Menettelytapaohje. VTT Tiedotteita 2371, VTT, Espoo. 76 s.
- Vahteri, P. 2000. Ruoppausmassojen läjittämisen vaikutukset silakan kutuun ja haitta-aineiden kertymiseen silakan mätiin. Raportti vuonna 1999 tehdyistä tutkimuksista. Saaristomeren tutkimuslaitos, Turun yliopisto, 12 s.
- Valovirta, V. 1972. Kymen läänin rannikkoalueen maaperä. Maaperäkartan selitys 1:100 000. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 46 s.
- Vatanen, S. (toim.) 2008. Taulukarin läjitysalueen vesistö ja kalataloustarkkailu vuonna 2007. Kala- ja vesitutkimus Oy:n raportteja, 22 s.
- Vatanen, S. (toim.) 2010a. Naantalin alueen vuoden 2009 vesistötöiden vesistö- ja kalatalousseurannan loppuraportti. Kala- ja vesimonisteita nro 36, 61 s.
- Vatanen, S. (toim.) 2010b. Taulukarin ja Mustakuvun läjitysalueiden vesistö- ja kalataloustarkkailuohjelma vuosille 2010–2014. Kala- ja vesitutkimus Oy, Kala- ja vesimonisteita nro 23, 31 s.
- Vatanen, S. ja Haikonen, A. 2008. Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalousseuranta 2007. Vuosaaren satamahankkeen julkaisuja 1/2008, Helsinki, 103 s.
- Vatanen, S. ja Haikonen, A. (toim.) 2010. Vuosaaren sataman ja voimalaitosten vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 2009. Kala- ja vesimonisteita nro 28, 48 s.
- Vatanen, S. ja Niinimäki, J. 2005. Haminan väylän oikaisuun liittyvät lisätutkimukset 2005. Kala- ja Vesitutkimus Oy, 12 s.
- Vatanen, S., Haikonen, A. ja Piispanen, A. (toim.) 2012. Vuosaaren sataman rakentamisen aikaisen (2003–2008) vesistö- ja kalataloustarkkailun yhteenvedoraportti. Kala- ja vesimonisteita nro 57. Kala- ja vesitutkimus Oy, 198 s.
- Virtanen, P. 1993. Merenalaisen soranoton ja läjityksen vaikutukset merenpohjan geologisiin olosuhteisiin Helsingin itäpuolella. Pro gradu -tutkielma, Turun yliopisto, Geologian laitos, maaperägeologian osasto, 83 s.
- Virtasalo, J. 2001. Laivaliikenteen aiheuttamien ja luonnollisten virtausten vaikutus sedimentaatio-olosuhteisiin Pohjois-Airistolla. Pro gradu -tutkielma, Turun yliopisto, geologian laitos, maaperägeologian osasto, 65 s.
- Virtaustutkimuksen neuvottelukunta 1979. Saaristomeren virtaustutkimus. Merenkulkuhallitus, Merikarttaosasto, 265 s.
- Vlasblom, W. J. 2003. Introduction to Dredging Equipment. 27 s. Saatavissa Internetissä, viitattu 14.9.2013.
<http://www.dredging.org/documents/ceda/downloads/vlasblom1-introduction-to-dredging-equipment.pdf>
- Ympäristöministeriö 2004. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöopas 117, 121 s.
- Winterhalter, B., Ignatius, H., Axberg, S. ja Niemistö, L. 1981. Geology of the Baltic Sea. Teoksessa: Voipio, A. (toim.) The Baltic Sea. Elsevier Oceanography Series 30, Amsterdam, 1–123.

- Ympäristö.fi 2013. Pintavesien ekologinen tila. Sivuun viitattu 12.9.2013.
http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi_ja_meri/Pintavesien_tila
- Yrjölä, R. 2005. Natura-arvio Haminan sataman ja syväväylän parantamisesta välillä Haminan satama - Haapasaaren pohjoispuoli. Ympäristötutkimus Yrjölä Oy, 23 s.
- Zillén, L., Conley, D. J., Andrén, T., Andrén, E. ja Björck, S. 2008. Past occurrences of hypoxia in the Baltic Sea and the role of climate variability, environmental change and human impact. *Earth-Science Reviews* 91, 77–92.
- Åkerberg, A. 2013. Kymijoen alaosan vedenlaadun yhteistarkkailu vuonna 2012. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu 230/2013, 23 s.

Valokuvat Haminan sedimenttinäytteistä.



Näyte 1



Näyte 2



Näyte 3



Näyte 4



Näyte 5

Valokuvat Naantalin tutkimusalueen
sedimenttinäytteistä.



Näyte 1



Näyte 2



Näyte 3



Näyte 4



Näyte 5



Näyte 6

Sedimenttinäytepisteiden koordinaatit.

Haminan näytteiden koordinaatit.

Näyte	Koordinaatit (KKJ)
N1	67.07167 N 35.15621 E
N2	67.07734 N 35.15244 E
N3	67.08233 N 35.14677 E
N4	67.08435 N 35.14246 E
N5	67.08754 N 35.13984 E

Naantalin näytteiden koordinaatit.

Näyte	Koordinaatit (KKJ)
N1	67.06086 N 23.93845 E
N2	67.06239 N 23.93348 E
N3	67.06344 N 23.93039 E
N4	67.06036 N 23.93479 E
N5	67.05713 N 23.94028 E
N6	67.05546 N 23.93864 E
N7	67.06615 N 23.92490 E
N8	67.06638 N 23.92237 E

